

Point 2 du suivi de l'effet réserve sur les peuplements benthiques et ichthyologiques récifaux de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion

État des lieux 14 ans après la création de la RNMR



Rapport technique FINAL – Décembre 2022

RAPPORT INTERNE CONFIDENTIEL

Point 2 du suivi de l'effet réserve sur les peuplements benthiques et ichtyologiques récifaux de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion

État des lieux 14 ans après la création de la RNMR

Auteurs :

Coordination générale : Lionel BIGOT (UR, UMR Entropie/ UR)

Équipe des ichtyologues (« poissons ») :

Henrich BRUGGEMANN (UR, UMR Entropie), Pascale CHABANET (IRD, UMR Entropie), Tévamie RUNGASSAMY (RNMR) ; Patrick DURVILLE (Galaxea), Thierry MULOCHAU (Biorécif), Julien WICKEL (Marex), Lilou AUDINEAU (UR, M2-Best).

Équipe des benthologues (« coraux ») :

Lionel BIGOT, Bruce CAUVIN (RNMR), Mireille GUILLAUME (MNHN, UMR BOrEA), Lucie PENIN (UR, UMR Entropie), Sophie BUREAU (UR, UMR Entropie), Guillaume DIJOUX & Joséphine HAAS (UR, M1-Best), Roxane HANS (UR, M2-Best).

Contributions :

Coordination scientifique RNMR : Karine POTHIN

Logistique terrain et plongée RNMR et UR :

Tévamie RUNGASSAMY (RNMR), Willy DOMITIN (RNMR), Jérôme SUROS (RNMR), Jérôme CLOTAGATIDE (RNMR), Mathieu VAYERATTA (RNMR), Sully BLANCARD (RNMR), Aude BERBEY (RNMR), Karine POTHIN (RNMR), Sophie BUREAU (UR, UMR Entropie), Pierre PETIT JEAN (RNMR), Ludovic HOAREAU (UR, UMR Entropie), Patrick FROUIN (UR, UMR Entropie), Hélène MAGALON (UR, UMR Entropie), Camille LEPETIT (RNMR), Lucie PENIN (UR, UMR Entropie), équipe TSMOI

A citer sous la forme :

Bigot L., Bruggemann H., Audineau L., Bureau S., Chabanet P., Cauvin B., Dijoux G., Durville P., Guillaume M.M.M, Haas J., Hans R., Mulochau T., Penin L., Rungassamy T., Wickel J. (2022). Point 2 du suivi de l'effet réserve sur les peuplements ichtyologiques et benthiques récifaux de La Réserve Naturelle Marine de La Réunion - Etat des lieux 14 ans après la création de la RNMR. Rapport final UR / UMR ENTROPIE pour le compte de la RNMR. 90 p.

- Sommaire -

1	- Introduction.....	- 3 -
2	Matériels et méthodes	- 4 -
2.1	Site d'étude.....	- 4 -
2.2	Stratégie et stations d'échantillonnage	- 4 -
2.3	Méthodes d'échantillonnages des communautés récifales	- 8 -
2.3.1	<i>Les communautés benthiques</i>	<i>- 8 -</i>
2.3.2	<i>Les peuplements ichthyologiques.....</i>	<i>- 11 -</i>
3	- Résultats - Analyse des peuplements ichthyologiques.....	- 19 -
3.1	Transects BELT : richesse spécifique et biomasses	- 19 -
3.2	Évaluation de la biomasse des peuplements ichthyologiques	- 21 -
3.3	Évolution de l'abondance des poissons exploitables.....	- 28 -
3.4	Évolution de la taille moyenne des poissons perroquet et des mérours	- 29 -
3.5	Relations entre biomasse et richesse spécifique	- 33 -
3.6	Parcours aléatoires : richesse spécifique et abondance.....	- 35 -
3.7	Discussion sur les peuplements ichthyologiques	- 41 -
4	Résultats - Analyse des communautés benthiques récifales.....	- 48 -
4.1	Analyses des communautés benthiques de platiers	- 48 -
4.2	Évolution spatio-temporelle P0, P1, P2 des communautés de platiers	- 50 -
4.3	Évolution spatio-temporelle par niveau de protection	- 52 -
4.4	Discussion sur les communautés benthiques de platiers	- 53 -
4.5	La richesse spécifique (PA) des zones de platiers	- 59 -
4.5.1	<i>État de la biodiversité corallienne en 2021</i>	<i>- 59 -</i>
4.5.1	<i>Évolution de la biodiversité corallienne des platiers sur 14 ans</i>	<i>- 61 -</i>
4.6	Les communautés de pentes externes récifales	- 63 -
4.6.1	<i>Structure des communautés benthiques en 2021</i>	<i>- 63 -</i>
4.6.2	<i>Effet des niveaux de protection de la RNMR sur le benthos</i>	<i>- 65 -</i>
4.6.3	<i>Évolution spatio-temporelle des communautés benthiques de pente externe-</i>	<i>- 67 -</i>
4.6.4	<i>Richesse spécifique en 2021 (PA) et évolution spatio-temporelle.....</i>	<i>- 68 -</i>
4.6.5	<i>Évolution de la diversité corallienne au cours des 11 dernières années</i>	<i>- 70 -</i>
4.6.6	<i>Discussion sur l'évolution des communautés benthiques de pentes externes-</i>	<i>- 71 -</i>
5	Conclusions - Perspectives	- 76 -
6	Références bibliographiques	- 80 -
7	Annexes	- 86 -
7.1	Annexe 1	- 86 -
7.1	Annexe 2	- 87 -
7.2	Annexe 3	- 88 -
7.3	Annexe 4	- 89 -
7.4	Annexe 5	- 90 -
7.5	Annexe 6	- 91 -

Résumé

La mise en place de réserves naturelles marines est toujours associée à des mesures de gestion de leur fréquentation et de leur exploitation, dans le but de permettre une restauration ou la conservation des écosystèmes. Cette restauration implique un maintien, voire une augmentation de la biodiversité des communautés ichthyologiques et coralliennes, avec notamment des stocks de poissons reproducteurs capables d'augmenter les ressources exploitables à l'intérieur de la réserve mais aussi dans les régions limitrophes : C'est ce qu'on appelle "l'effet réserve".

Dans le cadre de ce « point 2 » (P2) réalisé plus de 14 ans après la création de la réserve naturelle marine de La Réunion (RNMR), l'effet réserve a été suivi pour le benthos et les poissons, sur les récifs de Saint-Gilles Nord, de l'Ermitage, de La Saline, de Saint-Leu et de l'Étang Salé. Il s'inscrit dans un contexte global où l'état de santé des récifs de La Réunion ne cesse de se dégrader comme le montre les différents suivis en cours (GCRMN, 2021 ; DCE, 2022).

Une analyse comparative de l'évolution spatio-temporelle des peuplements a été réalisée sur 40 stations d'étude (23 en pente externe et 17 sur le platier interne) échantillonnées en 2021. Elle intègre les données collectées entre 2015/2017 (« point 1 », P1) et les données initiales collectées en 2006/2007 lors de la création de la Réserve (« point 0 », P0).

En ce qui concerne les communautés benthiques, 1) Sur les platiers, le recouvrement corallien est inférieur à celui des macroalgues et gazons algaux, associé à des changements profonds de structure des communautés coralliennes, notamment depuis 2010. On notera cependant, pour certains secteurs, comme le sanctuaire de l'Ermitage, La Saline et Saint-Leu, le maintien des taux de recouvrement corallien, montrant l'existence de petites zones sanctuarisées à forte capacité de résilience.

2) Sur les pentes externes, la situation est plus préoccupante, car la recrudescence des formations algales est confirmée sur la quasi-majorité des stations. Seul le secteur de St Gilles Nord situé entre Boucan et le Cap La Houssaye présente encore des zones sur lesquelles les communautés coralliennes se maintiennent.

En l'état actuel du milieu marin récifal, aucun « effet réserve » et significatif sur les coraux n'a pu être démontré pendant cette étude sur les communautés benthiques de pente externe de la RNMR, même si quelques signes encourageants ont pu être ponctuellement observés sur quelques stations de sanctuaires.

En ce qui concerne les peuplements de poissons, les résultats principaux sont les suivants :

Globalement sur toute la Réserve, la biomasse totale des poissons ne varie pas significativement entre les différents niveaux de protection et une tendance nette vers une baisse de la biomasse totale est observée. Cependant, sur la pente externe de La Saline et Ermitage, les biomasses exploitables et cibles diminuent uniquement dans la zone de réglementation générale, tandis qu'elles restent stables dans les zones sanctuaire et de protection renforcée, ce qui est encourageant. Un effet réserve est observé sur le sanctuaire de platier de l'Ermitage et sur la pente externe du secteur de Saint Gilles Nord où la biomasse cible a augmenté depuis le P1. La présence ponctuelle d'individus de grande taille (Lutjanidae) a été observée sur Boucan, ce qui constitue un petit espoir de restauration de certaines espèces emblématiques dans la RNMR.

Le déclin actuel des peuplements ichthyologiques depuis le P1 est dû à une baisse des effectifs en poissons, mais en parallèle, on note une augmentation de la taille des poissons depuis le P1. Elle est détectée plus particulièrement chez les poissons perroquets et les mérours mais elle ne compense pas la diminution de leur abondance pour maintenir la biomasse.

La diminution de l'abondance des poissons, associée à celle de leur diversité, est en grande partie le reflet de la dégradation de l'habitat tridimensionnel provoquée par la disparition des coraux durs à la

base de la complexité architecturale des récifs coralliens. Un habitat moins complexe dominé par des algues offre moins d'abris pour les poissons, à la fois en termes de diversité et d'abondance, notamment pour les jeunes individus plus vulnérables à la prédation.

Cette forte dégradation de l'habitat au cours des 10 – 15 dernières années se surajoute à des activités de braconnage qui perdurent dans la réserve, malgré les efforts de surveillance accrus des gardes commissionnés et assermentés.

L'étroite relation entre biomasse et diversité des poissons souligne l'importance de maintenir les biomasses à un niveau favorisant le maintien de la diversité ichtyologique. Des analyses régionales préconisent un niveau de biomasse « de sécurité » minimal situé entre 300 et 500 kg/ha. **En 2021, 31 des 40 stations suivies à La Réunion abritaient une biomasse très inférieure à 300 kg/ha**, avertissement criant sur l'état de dégradation des récifs coralliens de la RNMR. Ainsi, le Point 2 montre qu'il n'y a pas « d'effet réserve », dans la continuité à ce qui avait été observé lors du P1 en 2017. Cette évolution défavorable à relativement court terme (5 ans) est très préoccupante en terme environnemental.

La situation environnementale des récifs de l'Ouest de La Réunion est donc sans précédent et extrêmement préoccupante. Ces résultats attestent d'un déclin des coraux à La Réunion, comme cela est aussi observé plus globalement au niveau mondial. Les effets d'apports massifs de nutriments, les épisodes de blanchissement corallien et les perturbations naturelles telles que les cyclones, agissent en synergie avec les autres sources de perturbations d'origines anthropiques venant des bassins versants sus-jacents. Les bénéfices apportés par la mise en réserve des récifs de La Réunion ne suffisent plus à compenser les pressions anthropiques directes et grandissantes qu'ils subissent. Les espèces coralliennes endurent de nombreuses perturbations et leur résilience s'en trouve diminuée. Ceci risque de compromettre d'autant plus la conservation des récifs réunionnais si rien n'est fait pour prendre en compte le continuum terre-mer et réduire de manière drastique la pression globale issues des bassins versants de la côte Ouest. En effet, les récifs frangeants de La Réunion ont une dynamique complexifiée par les activités humaines, les rendant plus vulnérables aux effets du changement climatique. Cette situation est donc un véritable défi de conservation pour les gestionnaires de la RNMR. Les réserves marines ne sont cependant qu'un outil pour améliorer la santé des écosystèmes, en évitant de multiplier les effets des sources de pressions sur des périmètres définis et le plus souvent réduits.

Le travail de préservation des récifs coralliens de la Réserve ne pourra se faire par la RNMR seule. Il est d'une urgence extrême de concrétiser les actions de gestion proposées sur les bassins versants, si l'on souhaite préserver ce patrimoine naturel et culturel indispensable à la protection de nos côtes et des ressources naturelles. Ceci est d'autant plus vital que les pressions d'origine anthropique vont continuer à augmenter, parallèlement à l'accroissement de la population à La Réunion et en particulier sur les bassins versants sus-jacents aux récifs coralliens.

La RNMR ne pourra pas se positionner dans cette dynamique d'amélioration de l'état de santé des récifs coralliens de La Réunion tant que l'écosystème récifal ne sera pas pris en compte dans sa globalité environnementale et, plus spécifiquement, tant que le continuum terre-mer ne sera pas au centre de toute décision concernant l'avenir du littoral ouest et sud de La Réunion.

1 - Introduction

Les récifs coralliens sont parmi les écosystèmes les plus diversifiés en nombre d'espèces, mais aussi les plus discontinus dans le monde (près de 700 000 km² de récifs) (Salvat 1990). Ces récifs représentent moins de 0,2 % de la surface des océans mais abritent plus de 30 % de la biodiversité marine mondiale, ce qui représente un à trois millions d'espèces et un quart de la totalité des espèces de poissons marins (Payri et al. 2018). De plus, ces écosystèmes fournissent des services écosystémiques indispensables (protection littorale, service d'approvisionnement alimentaire et en ressources financières) aux populations humaines qui en dépendent (Wilkinson 2000, Lindén et al. 2002, Daily 2012).

Cependant, cet écosystème est fragile, vulnérable et soumis à différentes pressions d'origine naturelle et anthropique. Du fait des changements globaux, les récifs doivent aujourd'hui affronter des hausses de températures et des baisses de pH jamais atteintes depuis plus de 400 000 ans (Burke et al. 2012).

Les pressions anthropiques et les changements climatiques sont une menace majeure et grandissante pour ces écosystèmes (Spalding & Brown 2015) comme l'a montré l'événement de blanchissement corallien massif de 1998 (Wilkinson 1998) et ceux qui lui ont succédé à la Réunion notamment (McClanahan et al. 2019, 2020, Nicet et al. 2019).

Les activités anthropiques peuvent aggraver les menaces naturelles. En effet, elles peuvent augmenter les apports d'eaux douces (Wilkinson 1999), ou accentuer les effets des maladies coralliennes (Bruno et al. 2003, Kline 2015). L'une des conséquences majeures des activités humaines est le réchauffement climatique (Al-Ghussain 2019) qui aggrave certaines menaces comme le blanchissement (Descombes et al. 2015) et les maladies coralliennes (Ruiz-Moreno et al. 2012). Les changements climatiques tels que la montée du niveau des eaux (Nerem et al. 2018), l'acidification et le réchauffement des océans, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des cyclones (Holland & Webster 2007, IPCC 2014) ont également un effet néfaste sur les récifs coralliens (Sokolow 2009, Descombes et al. 2015, Kwiatkowski et al. 2015).

De plus, ces perturbations, d'origine anthropique ou naturelle, peuvent provoquer un changement d'état, ou « phase-shift » dans les récifs (Tanner 2017) : Les peuplements benthiques récifaux présentant habituellement une dominance de coraux durs se retrouvent alors dominés par d'autres organismes, le plus souvent des algues (Hughes 1994, Hughes et al. 2007). Il arrive également que le changement d'état conduise à une dominance d'autres organismes benthiques comme les éponges, les coraux mous ou même les oursins (Norström et al. 2009). Or les différents composants d'un récif ont des rôles fonctionnels particuliers qui assurent son maintien et sa capacité de résilience (Nyström

2006). Ces déséquilibres peuvent provoquer des pertes en termes d'abondance et de diversité chez les poissons et les invertébrés (Jones et al. 2004). Les récifs coralliens sont donc des écosystèmes aujourd'hui fragiles, dont le futur reste incertain (Descombes et al. 2015)

Dans ce contexte, l'objectif principal des Aires Marines Protégées (AMP) est de maintenir ou rétablir un équilibre au sein de l'écosystème en favorisant une gestion durable de la pêche et des activités associées au milieu (Halpern 2003, Lubchenco et al. 2003, Sala et al. 2013), ce qui permettrait de répondre aux problèmes de sécurité alimentaire et de bien-être pour les populations humaines côtières, dans un contexte de changements globaux (Lubchenco et al. 2003).

Les réserves marines sont donc des zones dont le but est de protéger au moins une partie de l'écosystème (Sala & Giakoumi 2018). Ainsi, une réserve est une zone dont les usages, notamment la pêche, sont réglementés. Selon le niveau de protection, les activités traditionnelles autochtones (par exemple la pêche au capucin nain à La Réunion) peuvent y être autorisées.

La création d'une réserve est l'un des meilleurs outils de conservation, en termes d'efficacité et de pluri potence (Graham et al. 2020). Cette efficacité des réserves se base sur l'effet de « spillover » qui est un export d'organismes adultes dans les zones avoisinantes, et l'effet de « recrutement » : un export de propagules (Bohnsack 1993, Russ & Alcala 1996, Chapman & Kramer 1999, Abesamis et al. 2006). En milieu récifal, les réserves sont particulièrement efficaces pour la conservation des poissons récifaux (Sala & Giakoumi 2018, Strain et al. 2019).

Mise en place en 2007 par décret interministériel, la Réserve Naturelle Nationale Marine de La Réunion (RNMR) a pour but de concilier la préservation de l'écosystème récifal et les activités humaines. Étant à proximité directe de la côte, les récifs frangeants de l'île de La Réunion sont très vulnérables aux sources de perturbations d'origines anthropiques et/ou naturelles (Salvat 1990, Tessier et al. 2008). Ses platiers internes sont peu profonds (1,5 m maximum) donc facilement accessibles et vulnérables au piétinement (Tessier et al. 2008). Ils subissent de plein fouet les pressions d'origine terrestre et littorale (Montaggioni & Faure 1980, Kennedy & Woodroffe 2002). Une autre cause de la dégradation des récifs réunionnais est liée à la surpêche réalisée aussi bien sur les platiers que sur les pentes externes (Tessier et al. 2008). Ces récifs sont soumis aux pollutions domestiques, industrielles et aux apports terrigènes via les bassins versants, qui contribuent de plus en plus à leur dégradation (Salvat 1990, Kennedy & Woodroffe 2002, Tedetti et al. 2020) notamment par la prolifération d'algues (Naim 1993, Wenger et al. 2015). Les récifs réunionnais subissent de plus, des pressions climatiques avec des phénomènes ponctuels (cyclones, houles australes...) et des phénomènes récurrents de blanchissement corallien.

L'effet réserve peut être défini comme étant « l'ensemble des incidences positives et négatives qu'engendre la mise sous protection réglementaire d'un espace maritime » (Galzin et al. 2009). Cependant, les écosystèmes marins et le fonctionnement des espèces étant complexes, la mise en évidence d'un effet réserve peut-être difficile (Gell & Roberts 2003). Wickel (2008) définit les effets possibles comme pouvant être soit bénéfiques, à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve, soit négatifs. Cependant, le bon fonctionnement d'une réserve nécessite du temps et une surveillance accrue (Strain et al. 2019). Ainsi, l'efficacité de la RNMR est suivie selon l'approche BACIPS (Before After Control Impact Paired Series).

Un premier recensement des peuplements de poissons et des communautés benthiques a ainsi été effectué par l'approche BACIPS en 2007. Le diagnostic initial (« Point 0 » ou « P0 ») a été réalisé en 2006/2007 (Bruggemann, et al. 2008). La première analyse (dite « Point 1 » ou « P1 ») a été effectuée en 2013 (et complétée en 2015 sur des stations complémentaires), soit sept ans après la première campagne (Guillaume 2014, Bigot et al., 2016).

La présente étude (« Point 2 » ou « P2 ») a été effectuée sur les communautés benthiques et ichthyologiques en 2021, soit 14 ans après la mise en place de la RNMR. La gestion efficace des AMP nécessite un retour d'informations continu pour les gestionnaires afin d'atteindre les objectifs fixés (Pomeroy et al. 2005). L'étude actuelle porte sur une analyse spatio-temporelle des communautés récifales dans les différents secteurs de protection de la RNMR, et a pour objectifs :

- D'analyser l'état écologique actuel (2021) des communautés benthiques et plus spécifiquement des communautés coralliennes des différents secteurs de la RNMR,
- D'analyser l'état écologique actuel (2021) des peuplements ichthyologiques (« poissons ») en termes qualitatif et quantitatif,
- De faire une analyse comparative de l'évolution des communautés entre le P0 et le P2, mais aussi et plus spécifiquement entre le P1 et le P2,
- D'estimer l'importance de « l'effet réserve » au niveau spatial (entre les différents niveaux de protection de la Réserve) et temporel (entre 2007 et 2021),
- De proposer des recommandations en fonction des résultats, afin d'améliorer le suivi à plus long terme de la RNMR, et d'alimenter la réflexion globale vis-à-vis des objectifs du plan de gestion de la RNMR pour la période 2020-2030.

2 Matériels et méthodes

2.1 Site d'étude

La Réunion est une île volcanique jeune (environ trois millions d'années) avec des récifs coralliens de type frangeant dont la construction date d'environ 10 000 ans (Montaggioni 1978, Montaggioni & Faure 1980). Les récifs de l'île représentent une surface globale de 18 km² et s'étendent sur 25 km linéaires entre le Cap La Houssaye et Grande Anse (Tessier et al. 2008). Les récifs frangeants sont composés d'une dépression d'arrière-récif, de platiers internes, externes et d'une pente externe (Montaggioni 1978, Kennedy & Woodroffe 2002). La présente étude s'effectue sur les principaux récifs de la zone ouest de La Réunion qui s'étend du Cap La Houssaye jusqu'à l'Étang Salé.

2.2 Stratégie et stations d'échantillonnage

Lors de cette étude, les communautés sessiles et vagiles ont été analysées sur les stations de platiers internes (Fig. 1) et de pentes externes, réparties dans les quatre complexes récifaux (Saint-Gilles Nord ; La Saline ; Saint Leu ; Étang-Salé) et sur les différents niveaux de protection de la Réserve. La RNMR possède à ce titre trois niveaux de protection (Tessier et al. 2011) :

- *Niveau 1 – Périmètre général* : réglementation générale applicable à toute la réserve et régulant les usages à l'intérieur de celle-ci (par ex. interdiction de prélever du sable, des coraux et coquillages vivants ou morts, de piétiner les coraux, de pêcher de nuit).
- *Niveau 2 - Zones de protection renforcée*. La pêche est interdite ou limitée à certains usages (50 % de la superficie avec 40 % en ZPR 2A et 10 % en ZPR 2B).
- *Niveau 3 - Zone de protection intégrale (dite de « sanctuaire »)*. Les suivis scientifiques et la surveillance y sont les seules activités humaines autorisées (6% de la superficie).

Pour le suivi de l'effet réserve, l'échantillonnage s'est basé sur une stratégie de type aléatoire stratifiée. Les strates correspondent aux différents complexes récifaux et aux différents niveaux de protection de la Réserve.

Au total, 40 stations ont été échantillonnées lors du P2 en 2021 (17 stations de platier interne et 23 stations de pente externe) ont donc été étudiées par 6 experts « poissons » et par 4 experts « benthos ». La collecte des données de terrain s'est déroulée de **janvier à juin 2021**. La détermination des stations, durant les trois suivis, a été faite en fonction de leur singularité et de la diversité de leurs peuplements (Bruggemann, et al. 2008, Bigot et al. 2016). Pour avoir un échantillonnage optimal sur chaque station, ces collectes ont été planifiées en fonction des contraintes humaines (minimum de trois personnes sur le terrain par thématique) et environnementales (absence de houles).

Les stations ont été choisies sur les trois niveaux de protection, et dans les cinq principaux complexes récifaux : Saint-Gilles Nord, l'Ermitage, La Saline, Saint Leu et Étang Salé. Le but est d'avoir des stations sur chaque niveau de protection, et dans tous les complexes. Elles correspondent aux stations du P0 auxquelles ont été ajoutées 5 stations sur St Gilles Nord lors du P1 (Fig. 1a), 3 stations sur l'Ermitage lors du P2, et 3 stations à l'Étang-Salé lors du P1 et P2 (Fig. 2).

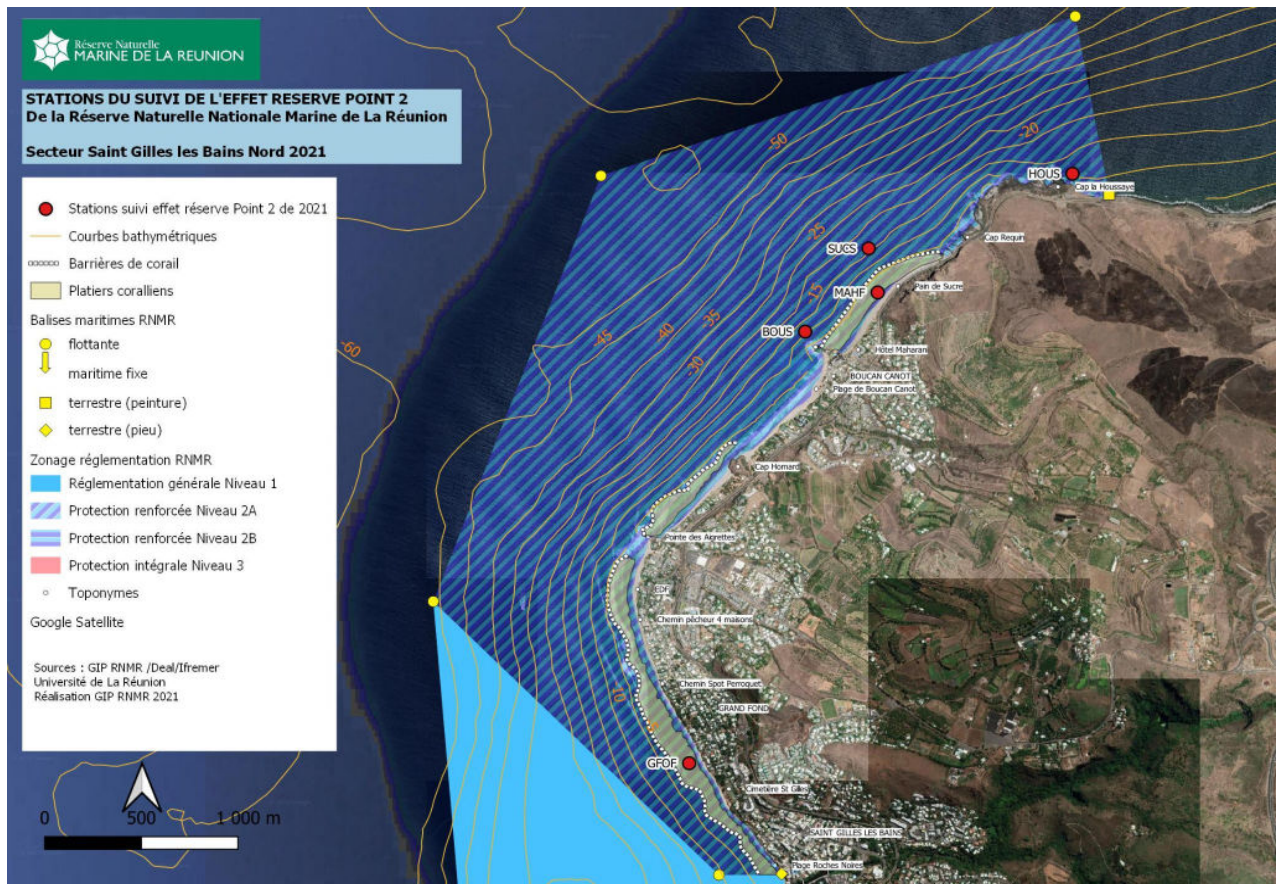


Figure 1a : Carte des stations de suivi du Point 2 (2021) sur Saint Gilles Nord.

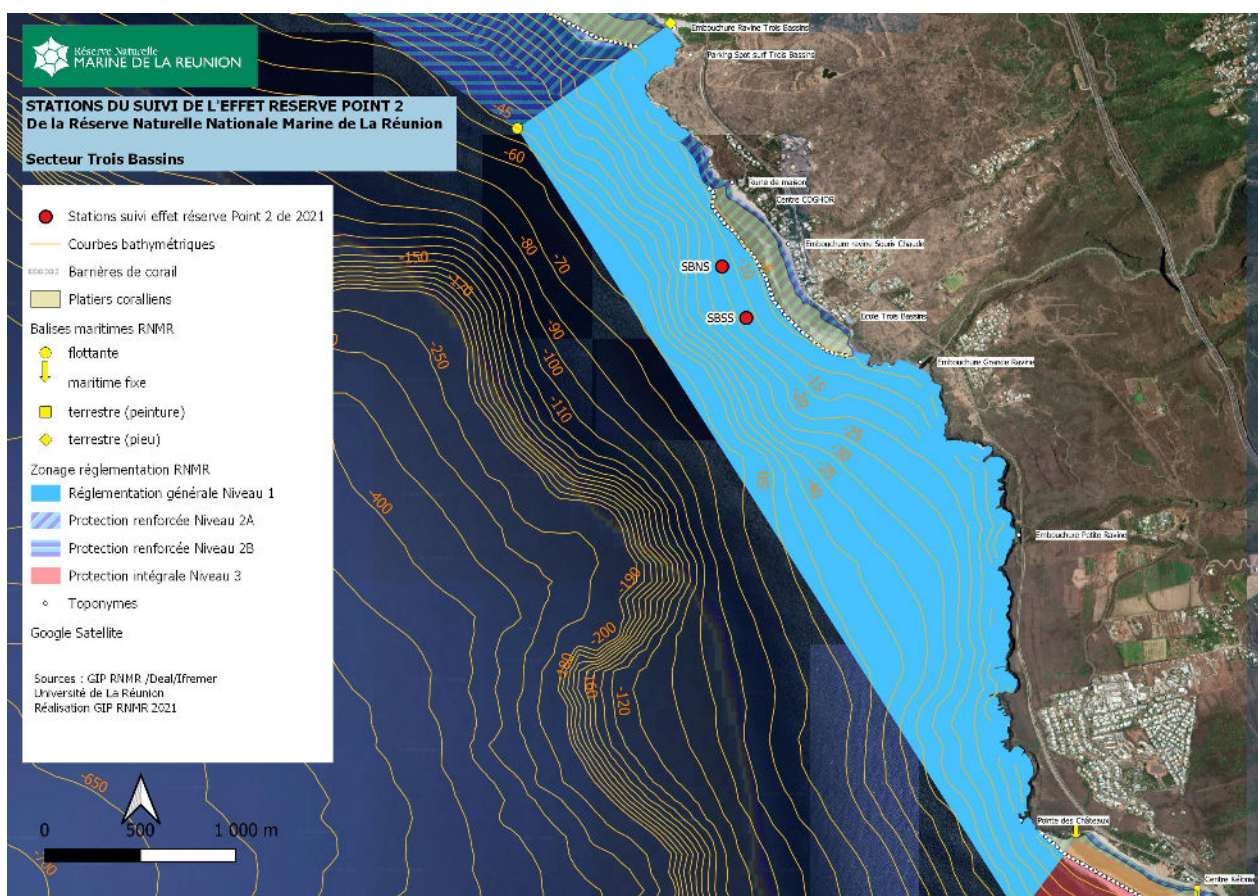
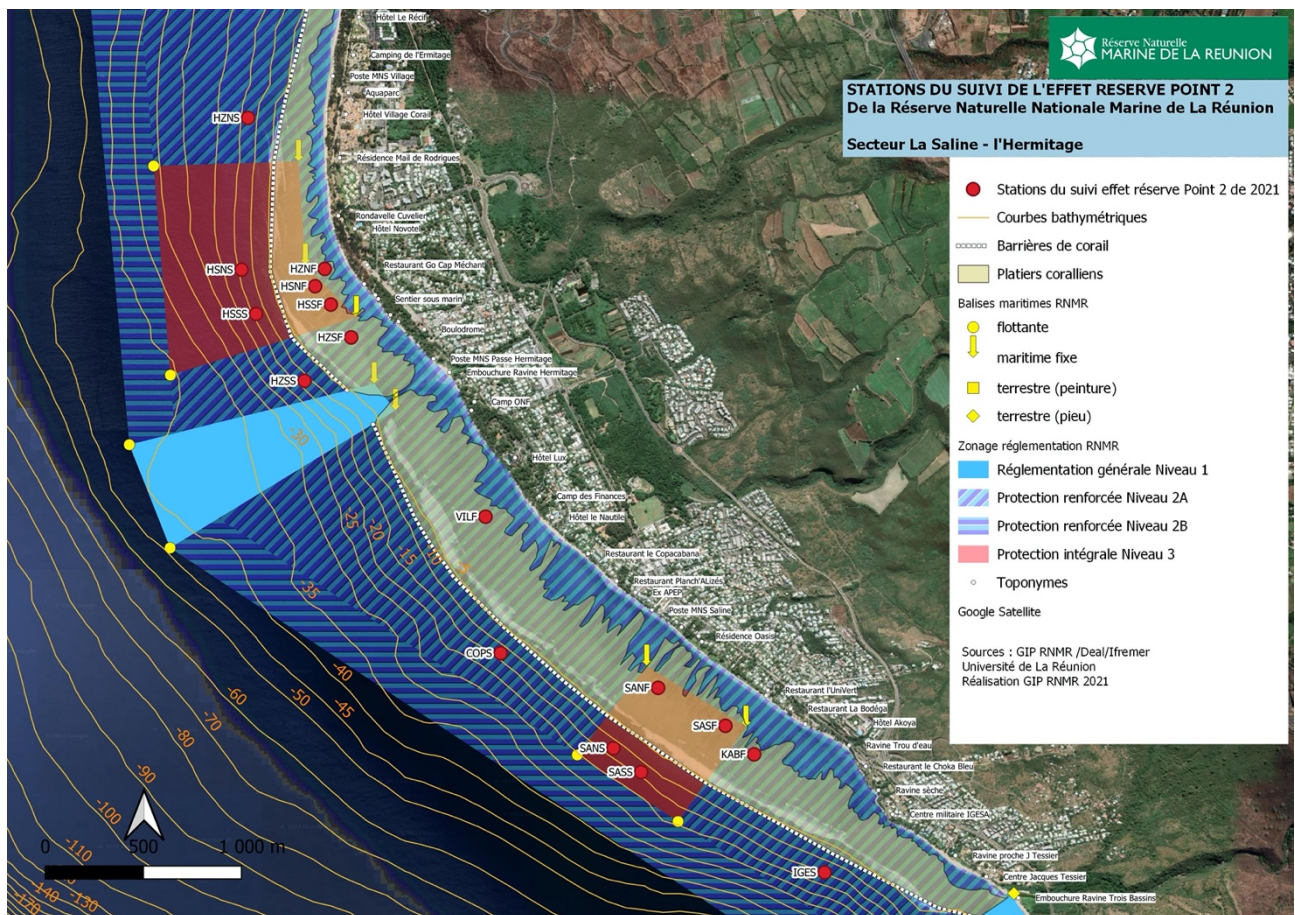


Figure 1b : Carte des stations de suivi du Point 2 (2021) sur La Saline et Trois Bassins

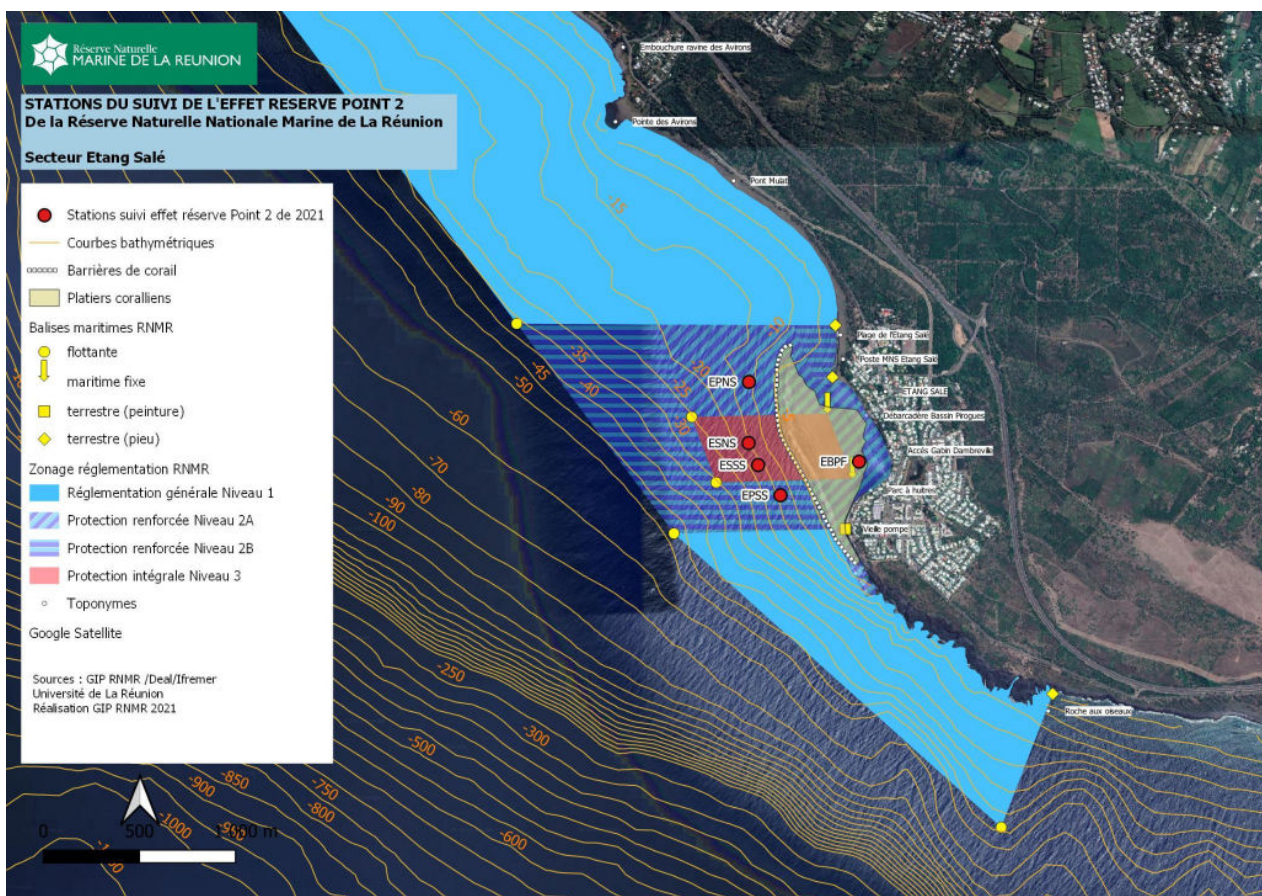
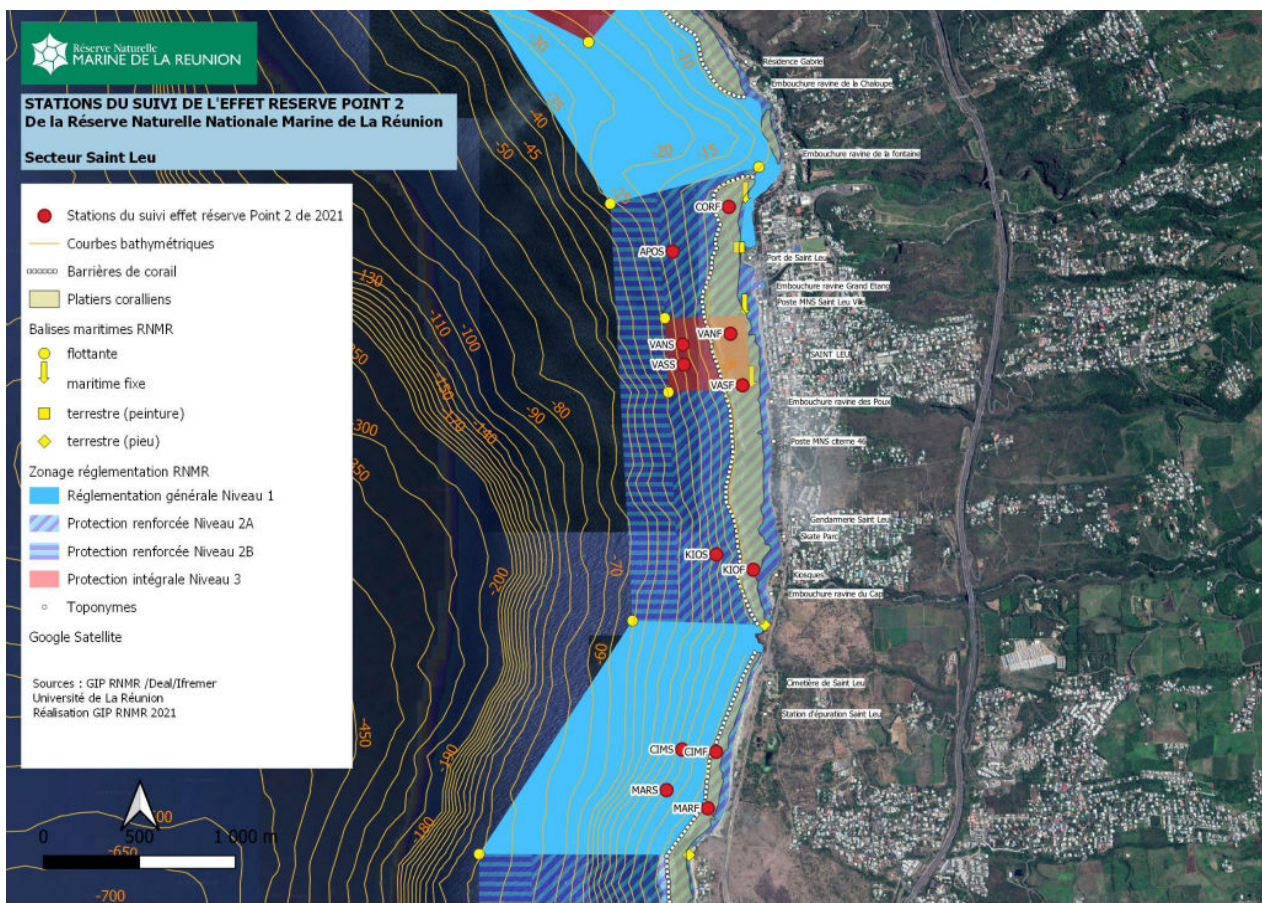


Figure 2 : Carte des stations de suivi du Point 2 (2021) sur Saint-Leu et sur Étang Salé.

2.3 Méthodes d'échantillonnages des communautés récifales

2.3.1 Les communautés benthiques

Pour les communautés benthiques, et d'après Bruggemann, et al. (2008), les principales catégories qui peuvent être retrouvées sont les coraux durs, les Alcyonacea (coraux mous), les algues et le substrat abiotique (sables, débris, ...). Afin de déterminer leur pourcentage de recouvrement, la méthode du photo-quadrat a été utilisée car elle est efficace et présente un bon rapport temps d'exécution/coût (Leujak et Ormond 2007). Déjà testée lors du P0 et P1, elle est de nouveau retenue pour comparer au mieux les résultats entre les années. De plus, elle minimise les biais observateurs, permet un archivage numérique des fonds marins, s'opère rapidement sur le terrain et dispose d'un rendu de haute qualité (Bruggemann, et al. 2008; Bigot et al. 2016) (Fig. 4). Elle consiste à prendre un nombre fixe de photographies (20 clichés, tous les 50 cm), à l'aide d'un appareil numérique à haute résolution, dont la surface photographiée (50 x 33 cm soit 0,17 m²) est la même pour chaque transect. Les données photographiques ont été collectées au niveau de 10 transects de 10m chacun tirés de manière aléatoire autour d'un point central (Annexe1).

Pour permettre une comparaison interannuelle, la méthodologie choisie est la même que pour les points P0 et P1. De plus, elle permet un archivage des fonds marins (Bruggemann et al. 2008). Cependant, un nouveau tirage aléatoire de la position des transects par station a été réalisé lors de ce point 2 (Fig. 3).

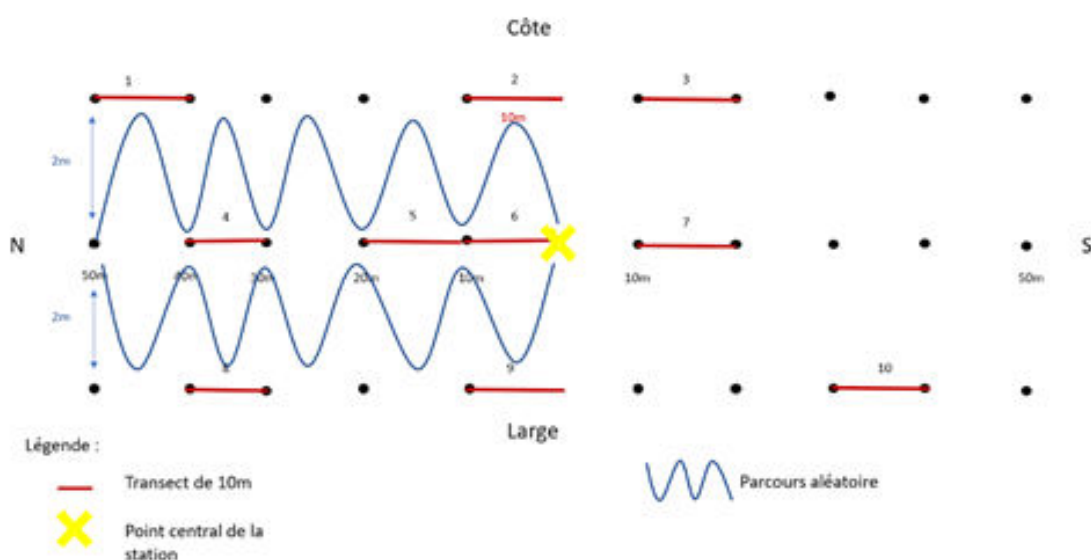


Figure 3 : Schéma du protocole d'échantillonnage des communautés benthiques en 2021 - Les 10 transects (en rouge) sont positionnés aléatoirement (photo-quadrats) et les parcours aléatoires (PA) (en bleu) sont effectués sur l'ensemble de la station (surface d'environ 1000 m²).

Analyse des photo-quadrats :

Un premier travail de préparation des photo-quadrats a été effectué par la RNMR (Petitjean et Vayeratta). Il a consisté à recadrer les images, le cas échéant à éliminer les doublons ou les photos inexploitable (floues, surexposées, trop sombres, ...), renommer et organiser les photos par station. Il a nécessité environ 80 heures de travail. Les clichés ainsi collectés ont été analysés à l'aide du logiciel *Coral Point Count with Excel extension (CPCe)*. Ce logiciel superpose les images à une matrice de points répartis au hasard sur une trame prédéfinie ; l'espèce ou le type de substrat ciblé par chaque point est identifié visuellement (Kohler & Gill 2006) (Fig. 4).

Les catégories benthiques sélectionnées pour l'analyse sont les mêmes que pour les points précédents (P0 et P1) : espèces de coraux durs, coraux mous, algues endolithes, algues calcaires encroûtantes, gazons algaux, macro-algues, cyanobactéries, éponges, autres métazoaires sessiles, et « organismes non identifiés ». La catégorie « coraux durs » comprend les Scléractiniaires et Millépores, qui seront donc nommés ainsi dans la suite du rapport.

Un tirage aléatoire a permis de sélectionner 5 photographies par transect sur chacune des stations étudiées. Au total, plus de 1200 photos ont été traitées avec une occurrence totale de 1750 points d'échantillonnage par station, à l'aide de CPCe (Haas & Dijoux, 2021, Hans 2022).

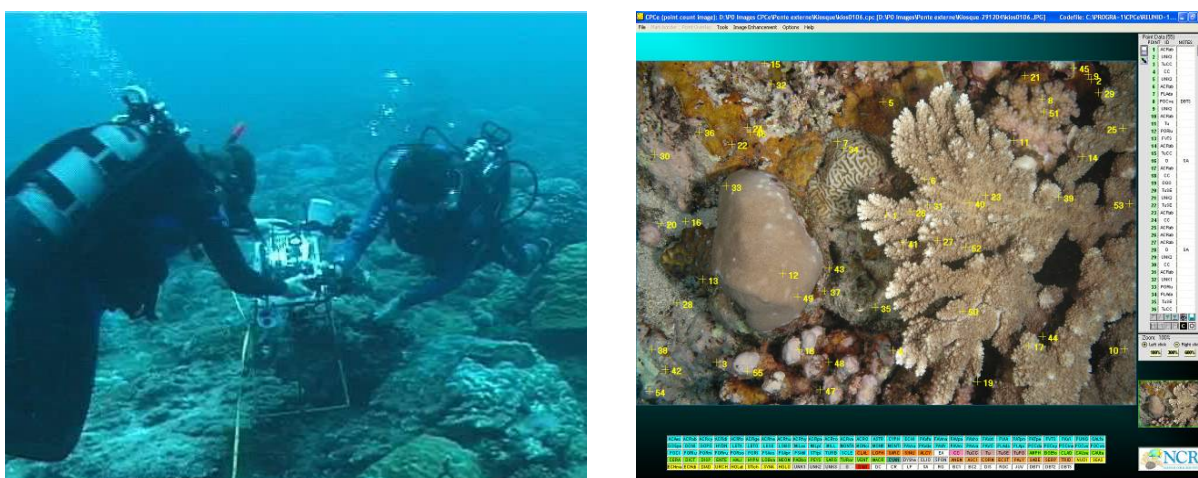


Figure 4. Échantillonnage des peuplements benthiques par photographies (in Bruggemann et al. 2007). À gauche, sur la station Kiosque à Saint Leu. À droite, photographie en cours de traitement logiciel CPCe (Coral Point Count®).

Pour chaque photo, 30 points ont été projetés de façon stratifiée aléatoire. Les catégories benthiques majeures (Tableau 1) ont été déterminées pour chacun des points et les organismes vivants identifiés, au niveau générique ou au plus haut niveau taxonomique possible. Le taux de recouvrement a ensuite pu être déterminé à partir du fichier Excel obtenu par CPCe de la proportion des points projetés sur les taxons.

A chaque niveau taxonomique, les calculs des différents paramètres descriptifs (taux de recouvrement) sont effectués automatiquement à partir de la proportion des points projetés sur les taxons (occurrences). Ces calculs peuvent être regroupés par cliché, par transect ou pour l'ensemble des transects par station. Le traitement automatisé des données fournit des statistiques descriptives et permet théoriquement de détecter des changements de ~10% dans les taux de recouvrement corallien et benthique (Bruggemann et al. 2007, Guillaume et al. 2014, Bigot et al., 2016).

Pour faciliter les analyses statistiques ultérieures les différentes observations sont regroupées en 5 catégories majeures, celles-ci représentant les principales composantes du milieu benthique ayant une importance écologique et fonctionnelle sur les récifs. La distinction entre les algues calcaires encroûtantes et les assemblages algaux a été analysée afin de pouvoir discuter de l'évolution des successions écologiques.

Tableau 1. *Catégories benthiques majeures utilisées lors de cette étude.*

I	Coraux durs = Sclératiniaires + millépores <i>Acropora</i> sp "C"			<i>Millepora</i> "MILL"
II	Coraux mous = Alcyonaires			<i>Sarcophyton</i> sp "SC"
III	Algues = gazons algaux (turfs algal + filamentous turf) + macro-algues + algues endolithes + calcaires encroûtantes + cyanobactéries Sub-catégorie CC = algues calcaires encroûtantes			 Gazons algaux Turf "TU"
IV	Autres métazoaires = éponges + autres sessiles + autres mobiles			<i>Disidea</i> sp "SP"
V	Substrat non vivant = sable + débris + dalle			

Note : Assemblage algal (AA) : Groupe des différentes espèces d'algues de petite taille recouvrant le substrat et formant ainsi un tapis / film à la surface de substrat mort ; Macroalgues (MA) : espèces dressées de grande ou petite taille, fixées au substrat rocheux ; Les turfs filamenteux (TU) qui colonisent les acropores mort en formant des filaments algaux.

La variabilité entre les stations, les complexes récifaux et les niveaux de protection a été évaluée grâce à l'utilisation d'ANOVA, si respect des conditions d'applications, ou de permANOVA dans le cas contraire. Puis des tests de comparaison de Student deux à deux sont utilisés en cas d'ANOVA et des tests de comparaison de Student deux à deux par permutation avec 10^5 permutations ont été utilisés en cas de permANOVA. La correction utilisée pour ces tests est celle de Benjamini-Hochberg, car moins conservatrice que celle de Bonferroni tout en restant fiable (Benjamini & Hochberg 1995, Narum 2006).

Une analyse multi-dimensionnelle a également été utilisée pour traiter les données de recouvrement benthique et de richesse taxonomique des coraux durs en utilisant un outil de statistique de type nMDS (Non metric Multidimensional Scaling) (Kenkel & Orloci 1986, Holland 2008).

Analyse des parcours aléatoires « benthos » :

L'analyse de la richesse spécifique des coraux a été réalisée à l'aide de parcours aléatoires de 45 à 60 minutes par stations (Fig. 3). Pour chaque station, le parcours aléatoire a été effectué au sein du même habitat corallien que ce soit sur le platier interne ou la pente externe. Les différentes espèces observées ont été identifiées au niveau générique / spécifique par des experts de la taxonomie des coraux (Université de La Réunion, MNHN). Des prélèvements et / ou des photographies complémentaires ont été effectués pour les espèces posant un problème de détermination *in situ*. Les espèces coralliennes ont été différenciées en : espèces « rares » : vues une seule à deux fois lors de l'échantillonnage et espèces : « communes et abondantes » : vues à plusieurs reprises (> 2 fois) lors du parcours aléatoire (Bigot et al., 2014).

Ces parcours aléatoires effectués dans chaque station permettent ainsi d'obtenir une liste globale des genres / espèces présents par station, regroupée au sein d'un tableau de contingence (espèces / stations) pour les zones de platiers et celles de pentes externes.

Après inter-calibration entre les experts, la liste d'espèces recensée en 2021 a été comparée à celle établie lors du P0 (2009/2010), (Faure 2010) et du P1 (Bigot et al., 2016) afin de pouvoir suivre la diversité corallienne dans les différents secteurs géographiques étudiés.

Des analyses de type NMDS -Non metric Multidimensional Scaling- (Kenkel et al., 1986 ; Holland, 2008) ont été réalisées sur les matrices de présence/absence des espèces de coraux, à l'aide du logiciel PRIMER (Clarke et al., 2006). Ces analyses permettent de voir l'évolution générale de la structure des communautés coralliennes sur les stations entre 2009 et 2021. La totalité des données benthos (PA diversité et photo-quadrats) ont été bancarisées sur la BD récif entre juin et décembre 2021.

2.3.2 Les peuplements ichthyologiques

Depuis l'établissement de l'état initial (Bruggemann et al., 2008), deux méthodes pour caractériser les communautés ichthyologiques ont été utilisées. Ces deux méthodes donnent des résultats complémentaires et doivent être réalisées dans des conditions similaires :

1/ La méthode des **parcours aléatoires chronométrés** (PA). Cette méthode vise à déterminer la diversité spécifique des peuplements ichthyologiques d'un site et à fournir des indices qualitatifs sur l'abondance relative des espèces rencontrées (Schmitt et al. 2002 ; Bruggemann et al., 2008).

L'aire de prospection est plus grande comparée aux transects BELT mais non circonscrite : l'observateur effectue les relevés en nageant à vitesse constante, au hasard, dans un rayon de ± 50 m de part et d'autre du point central d'une station (même habitat et profondeur $\pm$ constante, Fig. 5). Toutes les espèces nouvellement rencontrées sont notées par périodes de 10 min, et ce pendant 50 min. La taille maximale des espèces d'intérêt halieutique est également relevée. *A priori*, cette méthode permet une meilleure estimation de la richesse spécifique car elle prospecte de plus grandes surfaces que celles prospectées par la méthode des transects-couloirs. Cette méthode a été réalisée lors du P0 et du P2. Quatre PA par station ont été effectués au P0, mais l'effort d'échantillonnage a été réduit à deux répliqués par station pour le P2.

2/ La méthode des BELT **transects à dimension fixe** fournit des indicateurs qualitatifs et quantitatifs sur les peuplements ichthyologiques en termes de densité et de biomasse.

Sur chaque station, 4 transects de 50 m x 5 m sont disposés parallèlement à la côte au nord et au sud du piquet central qui matérialise chaque station (Figure 2). Une fois matérialisés, un temps d'attente de 5 min est nécessaire afin de laisser le temps aux poissons de retrouver un comportement normal. Deux experts (un sur chaque bordure de transect) se chargent ensuite des comptages visuels des poissons récifaux. Le nombre et la taille des individus rencontrés sont notés pour chaque espèce observée.

Les BELT TRANSECT à dimension fixe (250 m²) permettent de générer des indicateurs qualitatifs, tels que la richesse spécifique des assemblages ichthyologiques, et quantitatifs, tels que l'abondance et la biomasse des poissons, par espèce, famille, catégorie trophique ou fonctionnelle. Les effets attendus de la mise en réserve sont :

- une évolution de la diversité spécifique, se traduisant par une augmentation du nombre d'espèces dans le temps et dans l'espace ;
- une évolution démographique pour certaines espèces (augmentation de la densité et/ou de la taille moyenne des individus) se traduisant par l'augmentation de la biomasse totale ;
- la recrudescence d'espèces, précédemment fortement exploitées, et qui étaient peu ou plus observées (espèces commerciales).

Le plan d'échantillonnage est le même que celui retenu pour le P0 et le P1, lui-même inspiré par le suivi effectué dans l'archipel des îles Hawaii (programme CRAMP ; Brown *et al.* 1999, 2004).

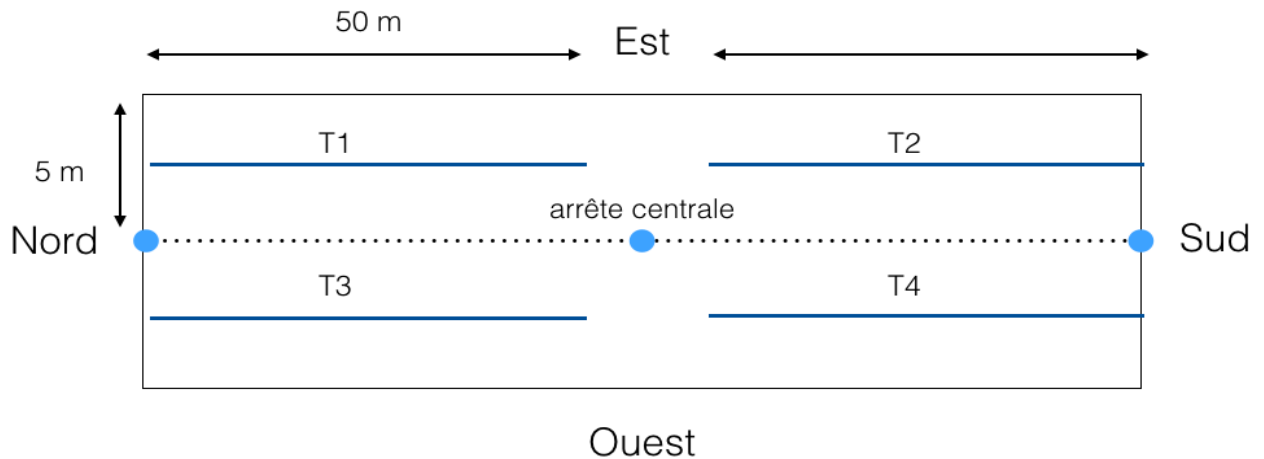


Figure 5. Représentation schématique d'une station de comptage sur **transects BELT**. Point bleu : le point central de la station. Le réplikat n°1 est toujours au nord vers la côte de la centrale et le réplikat n°2 situé au Sud. En pointillé : ligne centrale tirée au nord et au sud du point central de chaque station.

Le diagnostic de l'état des peuplements de poissons cible la diversité (indicateur de la qualité de l'habitat), la biomasse totale, la biomasse des différentes espèces (indicateurs du bon fonctionnement de l'écosystème) et la biomasse des espèces pêchées (indicateur de la pression de pêche).

Diversité ichthyologique :

La diversité est un indicateur de la qualité de l'habitat. Plus l'habitat corallien sera en bonne santé, avec un maximum de niches écologiques permettant la coexistence de nombreuses d'espèces, plus la diversité sera élevée (Chabanet et al., 1997). La publication de Fricke et al. (2009) intègre les nouvelles données de biodiversité des poissons de La Réunion. Elle a été utilisée comme référence lors du P0, P1 et P2. L'analyse de l'évolution de la diversité ichthyologique depuis l'établissement du P0 a pris en compte ces changements taxonomiques. La richesse spécifique a été calculée à partir du nombre total d'espèces de poissons recensées par station (surface échantillonnée : 1000 m²).

Biomasse ichthyologique :

Les espèces sont comptabilisées à l'unité pour des abondances inférieures à 50 individus, et à la dizaine la plus proche pour les abondances supérieures à 50 individus. La longueur totale (LT) du bout du museau à l'extrémité de la queue est estimée et notée. La faible densité des peuplements a permis d'évaluer la taille des individus à 2 cm près. Les observations ainsi récoltées permettent de calculer la biomasse de chaque espèce, grâce à la relation taille-poids. $W = a \cdot LT^b$.

où W est le poids en grammes, LT est la longueur totale du poisson, et a et b des coefficients propres à chaque espèce. Pour ces coefficients, nous avons choisi d'utiliser les valeurs renseignées dans la base de données internationale *collect.atamermid.org*. Ces valeurs diffèrent parfois des rapports précédents sur ce sujet (Bruggemann et al., 2008 ; Bigot et al., 2016) et peuvent alors entraîner des différences dans l'estimation de la biomasse. En revanche, ces coefficients sont standardisés à l'international et permettent donc de comparer les résultats avec d'autres études, dans la région du Sud-Ouest de l'océan Indien ou ailleurs.

La biomasse totale correspond au poids cumulé des poissons recensés reporté sur une surface standardisée (kg/ha ; 1 ha = 10 000 m²). A partir d'une longueur de 10 cm, on considère que les poissons sont potentiellement accessibles à la pêche (McClanahan et al. 2012). C'est pourquoi nous présentons ici la biomasse des poissons d'intérêt halieutique en prenant en compte uniquement les individus de longueur totale supérieure à 10 cm. De plus, nous avons effectué un suivi de l'évolution, entre le P0, le P1, le P2, de la proportion de la biomasse ichthyologique totale composée par ces poissons.

Sous le dénominateur « espèces d'intérêt halieutique » ou espèces commerciales, nous avons inclus toutes les espèces de poissons communément ciblées par les pêcheries traditionnelles (ligne, filet) et la chasse-sous-marine. Cette catégorie comprend ainsi les espèces appartenant aux familles des Carangidae (carangues), Lethrinidae (capitaines), Lutjanidae (lutjans), Mullidae (rougets, capucins), Serranidae (mérus) et Sphyraenidae (barracudas). Seuls les individus accessibles à la pêche, c'est-à-dire ayant une taille supérieure à 10 cm longueur totale, ont été sélectionnés pour l'analyse. En étant des espèces cibles pour la pêche, la biomasse de ces familles fournit un indicateur sensible de la pression de pêche.

Des effets peuvent également être observés à l'extérieur de la réserve, c'est l'effet exportation de biomasse ou « spillover » (Fig. 6). Il comporte deux composantes :

La première est le « débordement » d'adultes et de juvéniles. Les zones de réserves étant protégées de la pêche, elles arrivent plus ou moins rapidement à saturation de leurs ressources. Celle-ci se définit en termes de capacité à fournir les ressources nécessaires pour tous les individus (par ex. en termes d'espace, de nourriture, ou d'abris adéquats).

Le milieu atteint alors sa capacité de charge, et les individus émigrent vers des zones où la compétition est moindre, et donc vers les zones avoisinant la réserve (Russ & Alcala 1996, Abesamis et al. 2006) ce qui profite à la pêche à plus long terme.

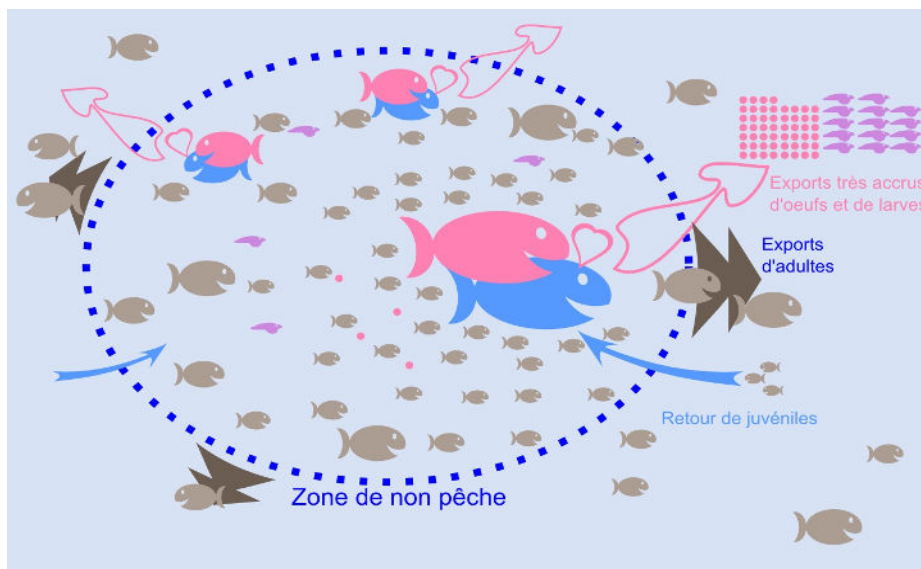


Figure 6. Illustration de l'exportation de biomasse ou effet « spill over ».

De plus, une exportation des larves peut être observée (Cudney-Bueno et al. 2009, Pelc et al. 2009, Harrison et al. 2012). En effet, la zone protégée étant une zone où les populations sont abondantes et les individus de plus grande taille, la fécondité réalisée est améliorée et donc la quantité d'œufs fécondés plus grande. Il y a alors un grand nombre de larves qui sera emporté vers les zones avoisinant la réserve. De ce fait, les zones de réserve peuvent participer démesurément à la reproduction de certaines espèces au regard de leur taille (Harrison et al. 2012). Cette capacité d'exportation de biomasse constitue l'argument principal utilisé pour défendre les concepts de réserves notamment auprès des pêcheurs et des autres usagers du milieu récifal (Wickel 2008).

Analyses statistiques des data de BELT TRANSECT :

Bien que les comptages sur transects soient moins adaptés pour évaluer la richesse spécifique que la méthode des parcours aléatoires (voir ci-dessous), il nous a semblé pertinent de montrer ici les richesses évaluées par les comptages sur transects.

Cette approche permet de voir ce qui intervient à petite échelle, pour des espèces directement inféodées au récif ou évoluant à proximité directe du fond. En effet, il existe une corrélation significative (ANOVA, $F_{1,61} = 23,7$, $p < 0,001$) entre les moyennes par station des richesses spécifique évaluées par les deux méthodes (voir Annexe 3). La comparaison des résultats par les deux méthodes permet alors de vérifier si les tendances entre secteurs et zones récifaux sont les mêmes.

La biomasse des poissons a été estimée pour 3 catégories : totale, exploitable et ciblée. La biomasse exploitable (BE) est la biomasse totale (BT) à l'exclusion des Pomacentridae et de tous les poissons de moins de 10 cm de taille. La biomasse cible (BC) est basée sur les poissons à intérêt halieutique de taille >10 cm, incluant les Carangidae, Haemulidae, Holocentridae, Lethrinidae, Lutjanidae,

Mullidae, Scaridae, Serranidae, Siganidae et Sphyraenidae. Pour les Lethrinidae, l'espèce *Gnatodentex aureolineatus* (perche d'or) n'est pas prise en considération dans ce calcul car elle présente une source de forte variabilité entre les recensements.

Au constat de l'observation de la plus faible biomasse exploitable (BE) et cible (BC) au P2 comparée à la campagne P1, une analyse de l'abondance et de la taille moyenne des poissons a été entreprise dans le but de mieux comprendre quel paramètre contribue le plus à cette diminution.

L'évolution temporelle des abondances de poissons exploitables sur les platiers et les pentes externes est d'abord analysée pour l'ensemble des secteurs, puis pour les secteurs La Saline et Saint Leu sur lesquels nous avons le plus de recul dans le temps et le plus de stations.

Pour les tailles moyennes, les analyses ont été réalisées :

- 1- Pour les poissons exploitables sur les platiers et les pentes externes de l'ensemble des secteurs,
- 2- Pour les poissons perroquet (Scaridae) et les mérous (Serranidae) sur les platiers et les pentes externes pour l'ensemble des secteurs,
- 3- Secteur par secteur, pour ces deux familles.

Les Scaridae et les Serranidae ont été choisis, car ces deux familles sont emblématiques des récifs coralliens et prisées par les pêcheurs, tandis que les espèces peuvent atteindre de grandes tailles et sont assez bien représentées dans les comptages afin d'obtenir des moyennes représentatives. Aussi, tous les individus de taille < 10cm sont exclus afin de réduire les variations liées aux épisodes de recrutement qui sont pulsatiles.

Enfin, les liens entre la biomasse totale et la richesse spécifique recensées sur les transects ont été examinés par la fonction 'estimation de courbe par régression' (SPSS, v.12). Différents types de relations ont été testées (linéaire, logarithmique, inverse, exposant, etc.) en comparant leurs statistiques de régression ; celle avec la plus haute valeur de R^2 et qui explique le plus de variance (analyse ANOVA) est retenue.

Dans un second temps des parcours aléatoires poissons (PAP) ont été effectués sur chaque station afin de compléter l'analyse Belts (Fig. 7). Les parcours aléatoires poissons ont été effectués sur chaque station afin de compléter l'analyse des données de Belt transect. Cette méthode vise notamment à déterminer la diversité spécifique des peuplements ichthyologiques d'un site, et à fournir des indices qualitatifs sur l'abondance relative des espèces rencontrées (Schmitt et al. 2002 ; Bruggemann et al., 2008).

L'aire de prospection est plus grande comparée aux Belt transects, mais non circonscrite : l'observateur effectue les relevés en nageant à vitesse constante, au hasard, dans un rayon de ± 50 m de part et d'autre du point central d'une station (même habitat et profondeur $\pm$ constante, Fig. 7).

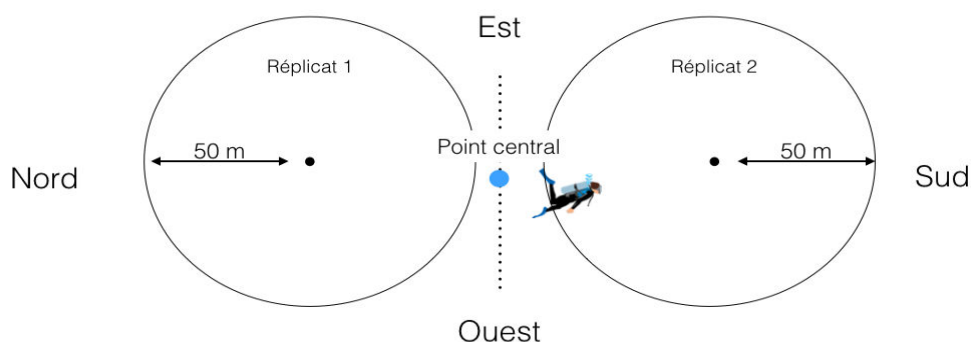


Figure 7. Représentation schématique d'une station type et du comptage réalisé lors des parcours aléatoires (PA). En bleu : le point central de la station. Le réplique n°1 est au Nord et le réplique n°2 est situé au Sud de la centrale.

Toutes les espèces nouvellement rencontrées sont notées par périodes de 10 min, et ce pendant 50 min. La taille maximale des espèces d'intérêt halieutique est également relevée. A priori cette méthode permet une meilleure estimation de la richesse spécifique car elle prospecte de plus grandes surfaces que les transects BELT. Cette méthode a été réalisée lors du P0 et du P2. Quatre PA par station ont été effectués au P0, mais l'effort d'échantillonnage a été réduit à deux répliques par station pour le P2.

Les données acquises ont **donc toutes été collectées lors de l'été austral 2021** afin d'être cohérentes avec les périodes d'échantillonnages des « Point 0 (2007) » et du « Point 1 (2016/ 2017) ».

Analyses statistiques des data de parcours aléatoires (PA):

Dans un premier temps, un état des lieux de la richesse spécifique sur les sites échantillonnés lors du P2 est présenté. Les test t de Student ont été utilisés pour évaluer les différences en richesse spécifique entre les secteurs et stations.

La diminution de l'effort de l'échantillonnage par station lors du P2 (deux répliques au lieu des quatre réalisés lors du P0), entraîne une légère différence en richesse spécifique estimée. Combien d'espèces en moins seront recensés par cette économie d'effort d'échantillonnage ? Utilisant les données du P0 (secteurs La Saine et Saint Leu seulement), la richesse obtenue avec quatre répliques a été comparée à celle obtenue avec seulement deux répliques, en moyennant les diversités obtenues par les 6 combinaisons possibles de couples de répliques (1-2, 1-3, 1-4, 2-3, 2-4, 3-4).

Un changement de la richesse spécifique estimée est évalué par comparaison des moyennes (test t de Student) des parcours aléatoires réalisés sur les mêmes stations lors des campagnes P0 et P2. Ces comparaisons sont faites pour les secteurs La Saline et Saint Leu, séparément pour chaque zone récifale, en se focalisant sur les différences entre les stations dans les sanctuaires et celles en dehors.

L'indice de CHAO estime par extrapolation le nombre d'espèces total dans la communauté (richesse théorique), incluant donc le nombre d'espèces non-observées. La fonction *specpool* (R) est basée sur les incidences dans les observations, et donne une estimation unique pour une série de parcours aléatoires par site. *Specpool* utilise normalement l'équation de base de l'indice de Chao, mais lorsqu'il n'y a pas de doubletons, il passe à une version corrigée pour le biais.

Durant les recensements PA, l'intervalle de temps au sein duquel l'espèce a été observée est noté. Il est admis que les poissons les plus abondants seront notés en premier. Les espèces observées dans l'intervalle de temps 0-10 min ont un *timescore* de 5, entre 10 et 20 min un score de 4, entre 20 et 30 min un score de 3, entre 30 et 40 min un score de 2 et celles observées entre 40 et 50 min un score de 1. Ainsi, ces *time scores* reflètent les abondances relatives des différentes espèces.

Une analyse des changements d'abondance relative entre campagnes est réalisée en comparant les *time scores* associés à chaque espèce recensée. Avec plus de 400 espèces recensées, elles ont été regroupées soit par famille d'intérêt halieutique, soit par groupe trophique afin de fournir une analyse plus synthétique. Chaque espèce a été attribué à un groupe trophique (brouteurs, racleurs, excavateurs, détritivores, corallivores, invertivores, piscivores et planctivores) suivant les renseignements du site *collect.datamermaid.org*.

Bases de données et représentation des résultats :

Toutes les données recueillies ont été saisies sous la plateforme BD Récif constituant deux jeux de données : parcours aléatoires (PA : 5972 lignes) et transects à dimensions fixes (BELT : 6838 lignes). Les données brutes comportent notamment les informations suivantes : campagne, méthode d'échantillonnage, observateur(s), secteur, station, habitat (zone récifal), numéro de réplicat, espèce.

La représentation des données est généralement réalisée sous forme de boîtes à moustaches : la ligne centrale dans la boîte indique la médiane des données ; le bas et le haut des boîtes montrent les 25^e et 75^e quantiles ; les lignes verticales représentent la variation attendue des données, ses lignes s'étendent à 1,5 fois l'intervalle interquartile du haut et du bas de la boîte, les points représentent les données extrêmes.

3 - Résultats - Analyse des peuplements ichthyologiques

3.1 Transects BELT : richesse spécifique et biomasses des peuplements ichthyologiques

3.1.1 État des lieux de la diversité ichthyologique en 2021

La richesse spécifique des poissons recensée sur les transects par zone, secteur et niveau de protection est présentée en fig. 8. La richesse spécifique pour chaque station est présentée en annexe 4.

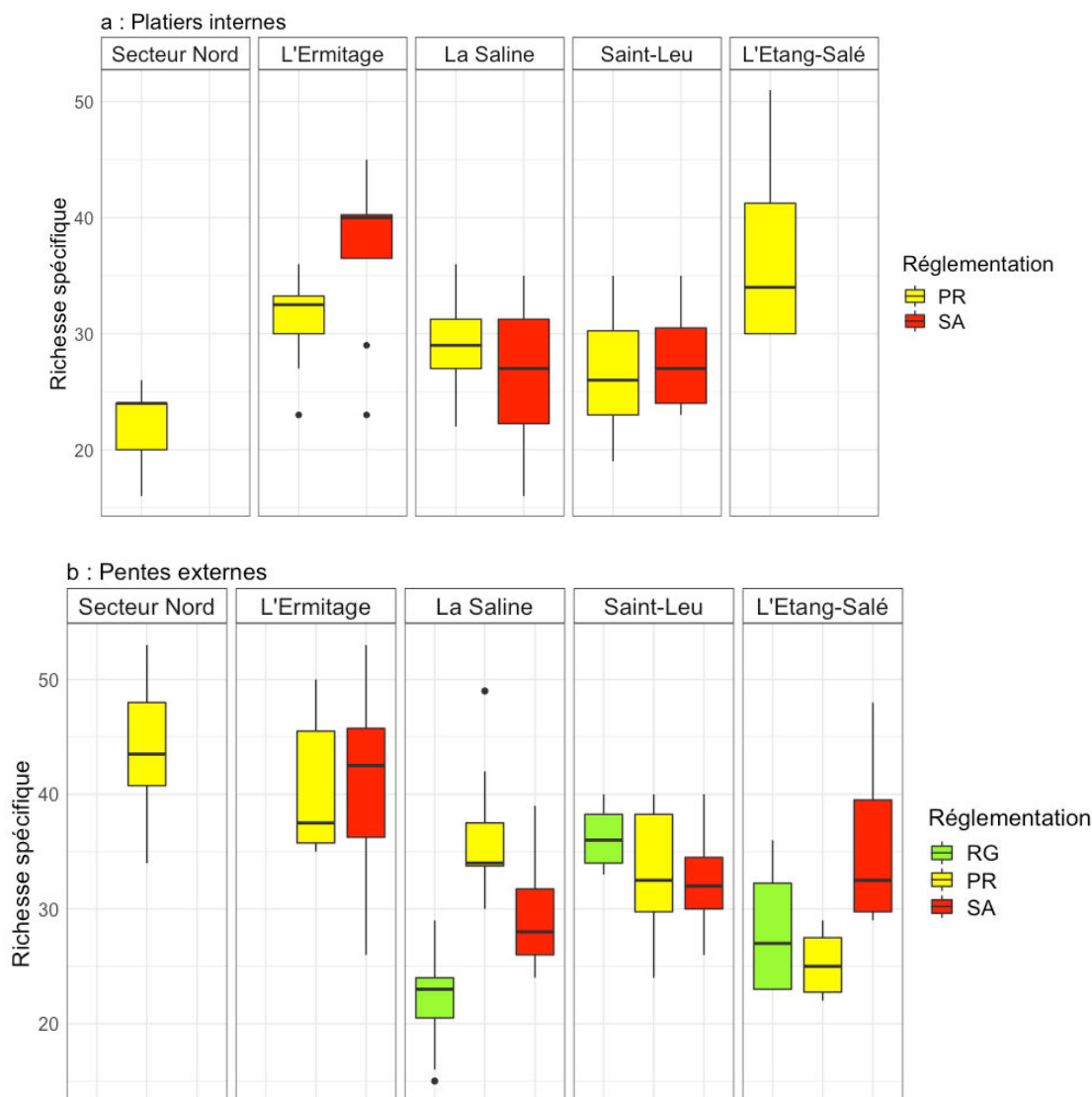


Figure 8. Richesse spécifique par zone, secteur et par niveau de protection. En haut : platiers internes, en bas : pentes externes. Les boîtes représentent le 1^{ier} au 3^{ème} quartiles ; en gras, la médiane ; les barres verticales, la variation attendue des données et les points les données aberrantes.

Sur les platiers, la richesse spécifique varie selon les secteurs (ANOVA, $F_{4,64} = 9,43$; $p < 0,000$), étant la plus faible dans le secteur Nord (moyenne = 22 esp./transect), intermédiaire dans les complexes de La Saline et Saint Leu (moyennes = 27 à 28 esp./transect), et la plus élevée dans les secteurs L'Ermitage et Étang Salé (moyenne 34 et 37 esp./transect ; Fig. 8a). Il n'y a pas de différence en richesse spécifique entre les stations dans les sanctuaires et celles en dehors.

Sur les pentes externes (Fig. 8b), la richesse spécifique varie entre les secteurs (ANOVA, $F_{4,88} = 12,95$; $p < 0,000$) avec des valeurs plus élevées sur les secteurs St Gilles Nord (moyenne = 44 esp./transect) et L'Ermitage (40 esp./transect) que dans les autres secteurs, variant entre 29 esp./transect à La Saline et 34 esp./transect à Saint Leu. La richesse spécifique est plus faible dans les zones de réglementation générale (moyenne = 29 esp./transect) que dans les zones de protection renforcée (moyenne = 37 esp./transect) et les sanctuaires (moyenne = 35 esp./transect) (ANOVA ; $F_{2,90} = 8,17$, $p = 0,001$).

3.1.2 Variations temporelles de la richesse spécifique estimée par transects BELT.

Entre le P0 et le P1, une augmentation de la richesse spécifique est observée dans le sanctuaire sur le platier de La Saline (Test t par paire ; $p < 0,01$; Fig. 8a) et dans le sanctuaire sur la pente externe à Saint Leu (Test t par paire ; $p < 0,05$; Fig. 8b). Par contre, une diminution significative est observée dans les zones hors sanctuaire sur les platiers de Saint-Leu (t de Student ; $p < 0,05$; Fig. 9).

Entre les campagnes P1 et P2, une diminution généralisée et significative de la richesse spécifique est observée (Fig. 9), dans, et en dehors des sanctuaires, sur les platiers comme sur les pentes externes des secteurs La Saline et Saint Leu.

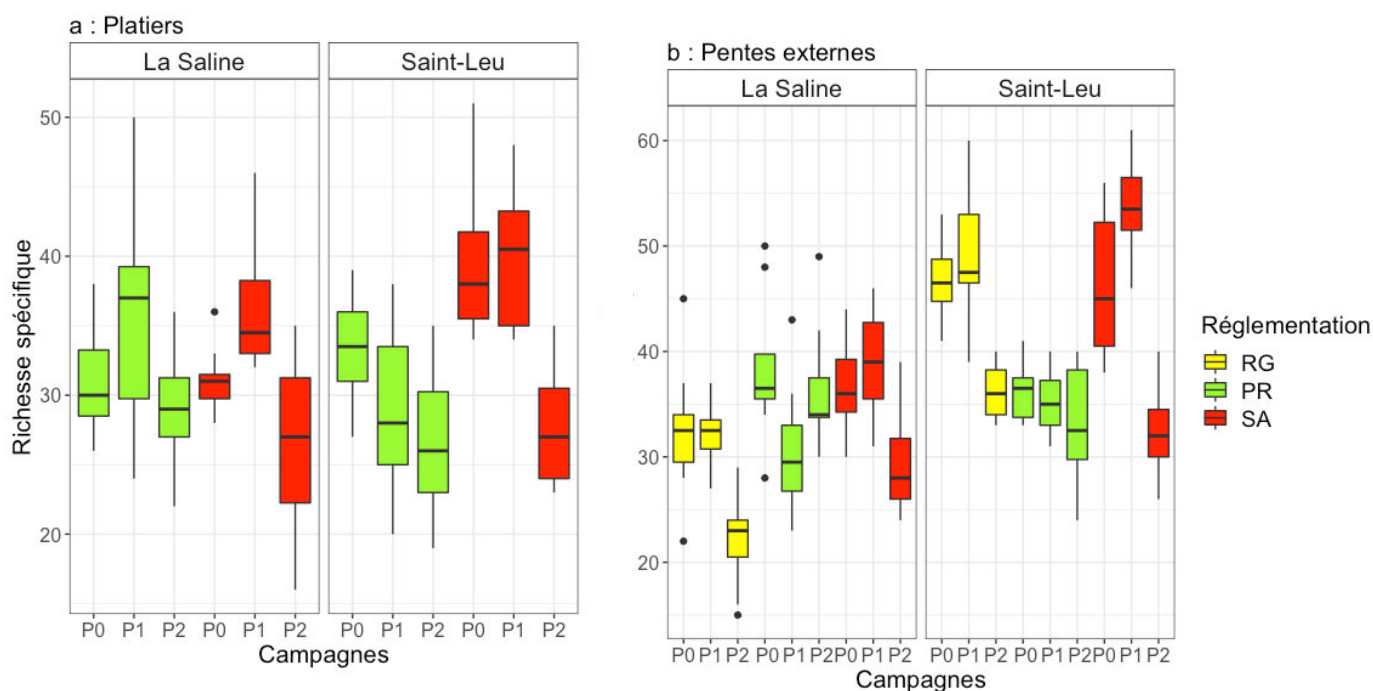


Figure 9. Richesse spécifique sur les transects BELT pour les complexes La Saline et Saint-Leu, par niveau de protection et par habitat (a : platiers internes ; b : pentes externes). Les boîtes représentent : en gras, la médiane, les barres horizontales : le 1^{er} et 3^{ème} quartiles, les points : les données extrêmes.

3.2 Évaluation de la biomasse des peuplements ichthyologiques

3.2.1 État des lieux en 2021

La figure 10 montre les biomasses totales par station pour chaque zone géomorphologique.

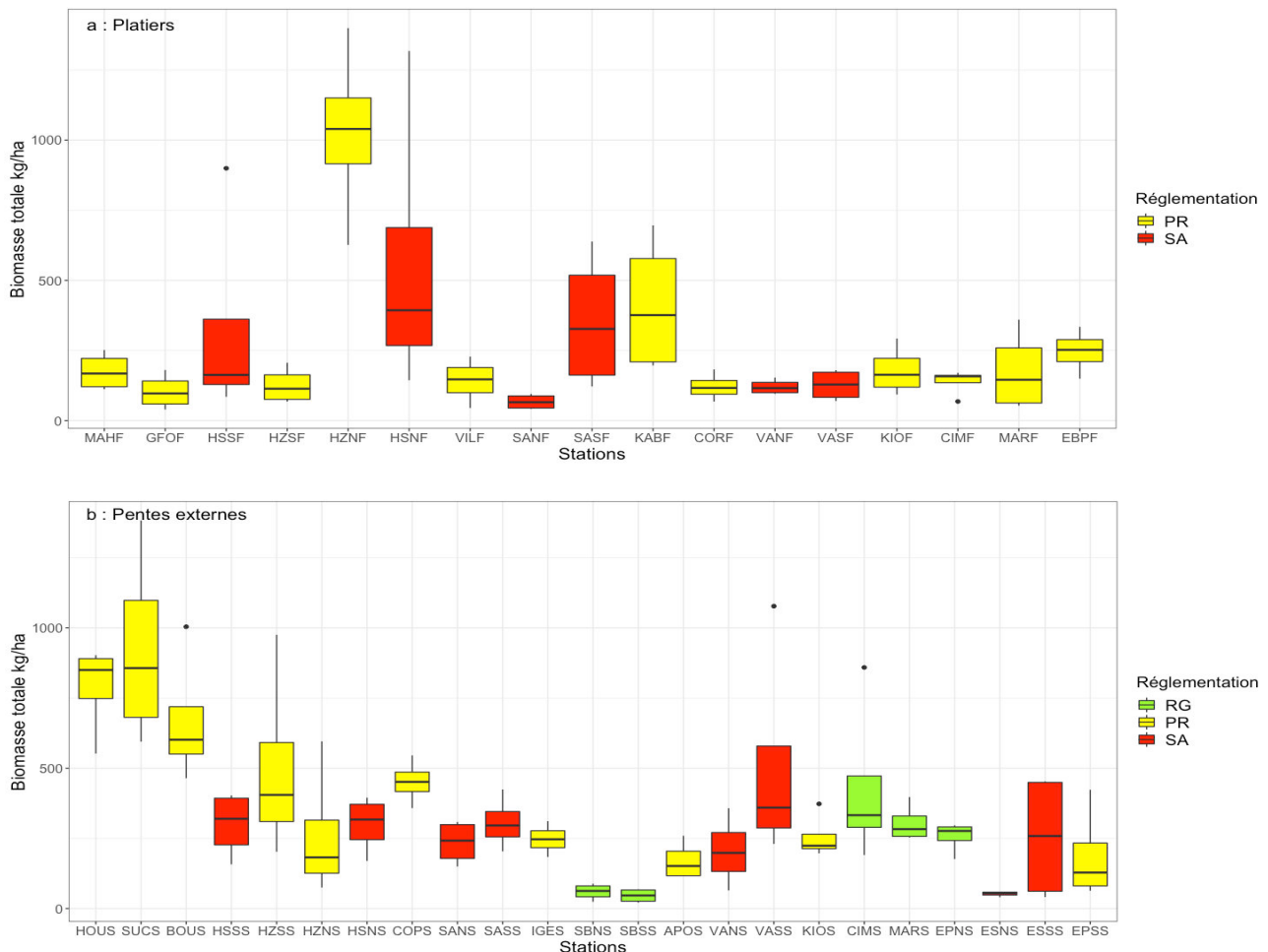


Figure 10. Transects BELT. Biomasses (kg/ha) des peuplements ichthyologiques sur les stations échantillonnées en 2021 présentées du Nord au Sud. En haut : stations platiers ; en bas : stations sur les pentes externes. Les boîtes représentent : en gras, la médiane, les barres horizontales : le 1^{er} et 3^{ème} quartiles, les points : les données extrêmes.

Platiers :

Sur les platiers, la biomasse totale (BT) des peuplements ichthyologiques est plus élevée dans le secteur de Ermitage comparée au secteur de St Gilles Nord et à Saint-Leu (Tableau 4). Pour l'ensemble des secteurs, il n'y a pas d'effet du niveau de protection sur cette biomasse (ANOVA ; $F_{1,67} = 0,000$, $p = 0,989$).

La biomasse exploitable (BE) semble aussi être différente entre les secteurs ($p = 0,051$), avec toujours le secteur de l'Ermitage montrant la plus forte biomasse. Pour l'ensemble des secteurs, la BE n'est pas différente entre les niveaux de protection (Mann-Whitney, $U = 505$, $p = 0,768$).

Les valeurs les plus élevées observées, dans, et à proximité immédiate du sanctuaire de platier de Ermitage (HZNF, HSNF) constituent des éléments encourageants du point de vue de la protection de ce secteur (cf. lutte contre le braconnage, forte fréquentation de ce site par les usagers).

La biomasse cible (BC) sur les platiers varie entre environ 20 kg/ha (secteurs St Gilles Nord et Saint Leu) et 85 kg/ha (secteur Ermitage). Ceci représente entre < 20 % (secteur St Gilles Nord et Saint Leu) et 51 % (Étang Salé) de la biomasse exploitable des peuplements ichthyologiques des platiers. Elle est plus élevée sur les platiers des secteurs Ermitage et Étang Salé qu'ailleurs (Tableau 4). Il n'y a pas de différence en BC entre les sanctuaires et les zones hors sanctuaires (Mann Whitney, $U = 498$; $p = 0,700$).

Tableau 4. Biomasses moyennes (kg/ha $\pm$ erreurs standard) des peuplements ichthyologiques par secteur. BT = biomasse totale ; BE = biomasse exploitable des poissons accessibles à la pêche ; BC : biomasse cible, les espèces à intérêt halieutique. Les lettres en exposant dénotent les résultats des tests post-hoc entre les moyennes. En rouge, les pourcentages de la biomasse BE composée de BC.

Biomasse (kg/ha)	Secteur					Test
	1-SectNord	2-Ermitage	3-LaSaline	4-SaintLeu	5-EtangSal	
Platiers	N=8	N=16	N=16	N=24	N=4	
BT	139,2 $\pm$ 25,4 ^b	510,1 $\pm$ 118,6 ^a	243,5 $\pm$ 54,5 ^{ab}	143,5 $\pm$ 15,1 ^b	249,1 $\pm$ 38,9 ^{ab}	K-W* = 9,89 ; p = 0,043
BE	113,2 $\pm$ 25,6 ^{ab}	294,2 $\pm$ 82,0 ^a	110,0 $\pm$ 21,6 ^{ab}	97,5 $\pm$ 12,4 ^b	134,8 $\pm$ 22,5 ^{ab}	K-W* = 9,43 ; p = 0,051
BC	21,3 $\pm$ 14,0 ^b (19%)	85,6 $\pm$ 39,9 ^a (29%)	34,9 $\pm$ 10,9 ^{ab} (31%)	17,9 $\pm$ 4,2 ^b (18%)	68,8 $\pm$ 8,0 ^a (51%)	K-W = 10,60 ; p = 0,031
Pentes ext.	N=12	N=16	N=24	N=24	N=16	
BT	793,0 $\pm$ 73,0 ^a	338,9 $\pm$ 54,4 ^b	224,1 $\pm$ 31,5 ^{bc}	311,4 $\pm$ 45,7 ^{bc}	186,8 $\pm$ 38,6 ^c	F _{4,88} = 19,67 ; p < 0,001
BE	740,0 $\pm$ 73,0 ^a	313,8 $\pm$ 54,6 ^b	200,9 $\pm$ 30,2 ^{bc}	270,7 $\pm$ 45,3 ^{bc}	160,9 $\pm$ 37,6 ^c	F _{4,88} = 18,52 ; p < 0,001
BC	234,4 $\pm$ 36,3 ^a (32%)	149,9 $\pm$ 41,1 ^a (48%)	79,8 $\pm$ 16,3 ^b (40%)	145,8 $\pm$ 41,8 ^{ab} (54%)	35,6 $\pm$ 13,2 ^b (22%)	F _{4,81} = 4,81 ; p = 0,008

*test non-paramétrique Kruskal-Wallis car hétérogénéité des variances entre les groupes

Pentes externes :

Sur les pentes externes, la biomasse totale (BT) est significativement plus élevée dans le secteur St Gilles Nord que dans les autres secteurs, tandis que la BT au secteur Étang Salé est plus faible que dans tous les autres secteurs (Tableau 4). Sur l'ensemble des secteurs, les BT sont plus élevées dans les zones de protection renforcée (PR) comparée aux sanctuaires (SA) ou les zones de réglementation générale (RG) (K-W = 11,23 ; $p = 0,004$), mais ce résultat est tiré par la forte biomasse dans le secteur St Gilles Nord, zone PR. En limitant cette analyse aux secteurs de La Saline et de Saint Leu, il n'y a pas d'effet de niveau de protection sur les BT détectées (ANOVA, $F_{2,46} = 1,19$; $p = 0,315$).

Les différences en biomasse exploitable (BE) entre les secteurs suivent le même schéma que la biomasse totale : elle est la plus élevée dans le secteur Nord et la plus faible à Étang Salé (Tableau 4). Pour l'ensemble des secteurs, la BE varie entre les niveaux de protection de façon similaire que les BT (K-W = 11,53, $p = 0,003$). Cependant, quand on limite cette analyse aux secteurs La Saline et Saint Leu, aucun effet du niveau de protection sur la biomasse exploitable est détecté (ANOVA ; $F_{2,46}$

= 1,19, $p = 0,314$). Cependant, la très faible biomasse exploitable dans la zone de réglementation générale du secteur de la Souris Blanche, comparée à celle à Saint Leu (Cimetière et Marine) résulte en une interaction significative entre secteur et niveau de protection (ANOVA, $F_{5,75} = 3,13$; $p = 0,013$).

La biomasse cible (BC) des poissons à intérêt halieutique sur les pentes externes est significativement plus élevée dans le secteur Nord et à l'Ermitage, comparée aux complexes de La Saline et Étang Salé (Tableau 4), et varie de 235 kg/ha dans le Secteur Saint Gilles Nord à 36 kg/ha à Étang Salé. Sur l'ensemble des secteurs, il n'y a pas d'effet du niveau de protection sur la BC (ANOVA ; $F_{2,85} = 1,15$; $p = 0,321$). Cette biomasse représente entre 22 % (secteur Étang Salé) et 54 % (secteur Saint-Leu) de la biomasse exploitable.

3.2.2 Variation temporelle de biomasse : comparaison des résultats P0, P1 et P2

Les fortes variations entre les observateurs dans l'estimation des tailles des poissons de petite taille, concernant notamment les Pomacentridae, influencent les estimations de la biomasse totale. Ainsi, pour limiter ces variations inter opérateurs, les analyses suivantes sont effectuées seulement sur la biomasse des poissons exploitables (BE) et celle des poissons à intérêt halieutique (BC).

De plus, les biomasses moyennes varient fortement entre les secteurs et les zones récifales (Tableau 4), ce qui rend compliqué une analyse sur l'ensemble de stations. Aussi, au fil des années des secteurs et des stations ont été rajoutés depuis le P0 (Annexe 2), ce qui fait que les analyses temporelles ne peuvent pas couvrir la même période. Pour ces raisons, les variations temporelles ont été effectuées secteur par secteur et zone par zone.

3.2.2.1 Analyse de la biomasse exploitable (BE)

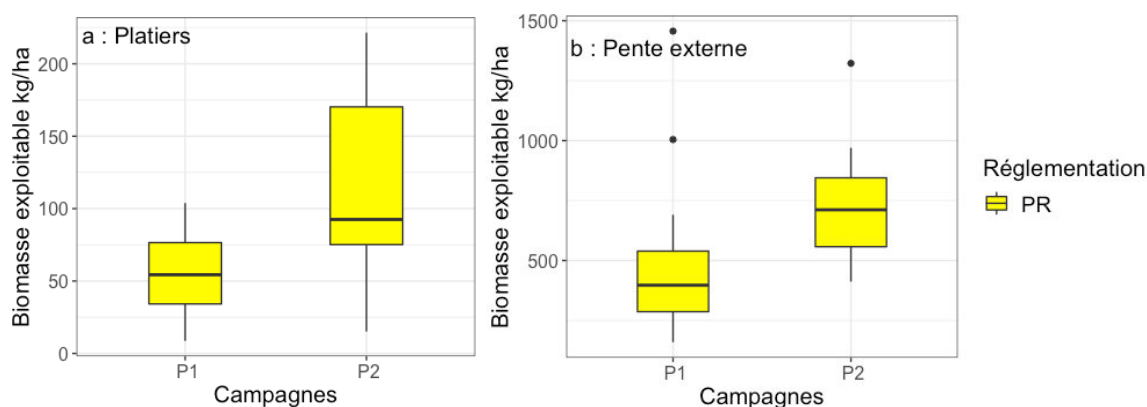


Figure 11. Biomasse exploitable (kg/ha) des peuplements ichthyologiques sur les stations du complexe de St Gilles Nord.

Sur le platier du secteur Nord (Fig. 11a), une zone de protection renforcée, il y a tendance à une augmentation de la BE entre le P1 et P2, mais cette tendance n'est pas significative (M-W, $U=1,79$; $p = 0,083$). Sur la pente externe (Fig. 11b), la même tendance est observée mais elle n'est pas significative non plus (ANOVA, $F_{1,23} = 2,83$; $p = 0,107$).

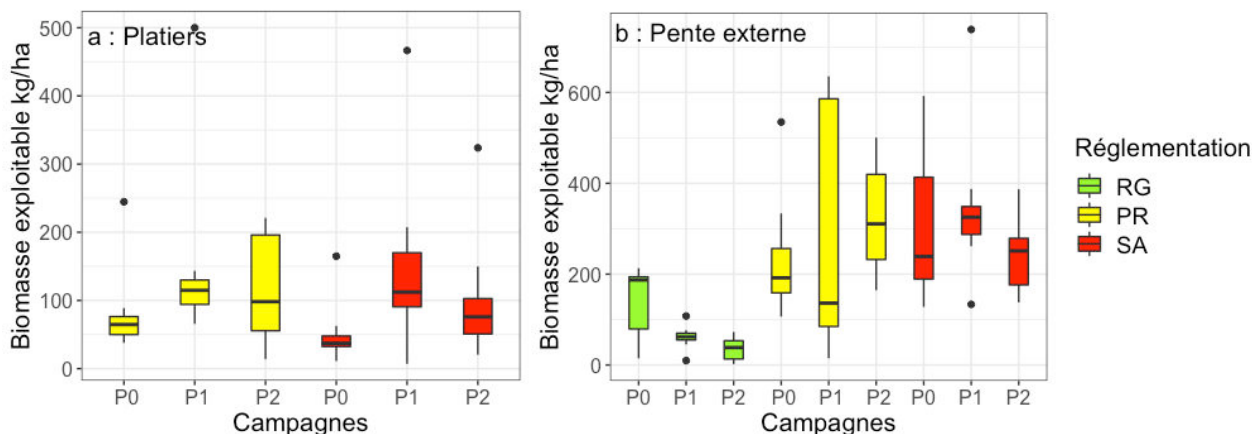


Figure 12. Biomasse exploitable (kg/ha) des peuplements ichthyologiques sur les stations du complexe de La Saline.

Sur le platier du secteur La Saline (Fig. 12a), une augmentation significative de la BE a été observée entre le P0 et le P1 (ANOVA, $F_{1,30} = 5,08$; $p = 0,032$) qui est similaire sur les stations dans le sanctuaire et dans la zone de protection renforcée. La diminution de la BE depuis le P1 n'est pas significative (ANOVA, $F_{1,30} = 1,09$; $p = 0,306$) et n'est pas moindre dans le sanctuaire que dans la ZPR.

Sur la pente externe de La Saline (Fig. 12b), la biomasse exploitable est significativement plus faible dans la zone de RG que dans les zones de protection plus forte (PR et SA ; K-W = 32,34 ; $p < 0,001$). Sur l'ensemble des niveaux de protection, cette biomasse ne varie pas entre les campagnes (K-W = 0,68 ; $p = 0,712$). Dans la zone RG, une diminution significative de la biomasse exploitable est observée à travers les campagnes (K-W = 8,88 ; $p = 0,012$), mais il n'y a pas de variation temporelle dans cette biomasse dans la zone de PR (K-W = 1,86 ; $p = 0,395$), ni dans la zone Sanctuaire (ANOVA, $F_{2,21} = 1,03$; $p = 0,373$).

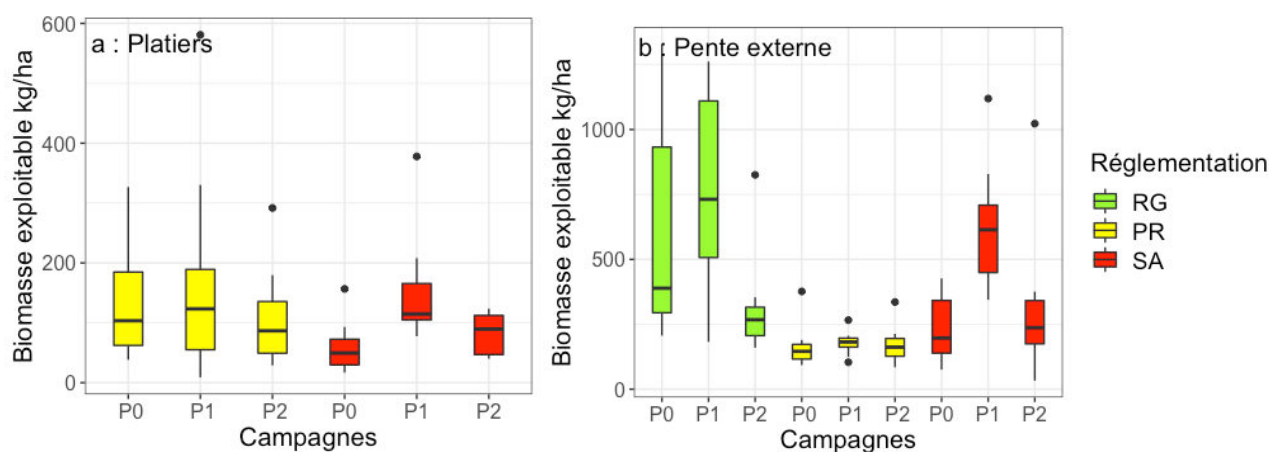


Figure 13. Biomasse exploitable (kg/ha) des peuplements ichthyologiques sur les stations du complexe de Saint-Leu.

Sur les platiers du secteur Saint-Leu (Fig. 13a), la biomasse ichthyologique exploitable ne varie pas entre les niveaux de protection (ANOVA, $F_{2,70} = 1,56$; $p = 0,210$), ni entre les campagnes (ANOVA, $F_{2,70} = 2,37$; $p = 0,101$), et il n'y a pas d'interaction entre ces deux facteurs (ANOVA, $F_{4,68} = 0,880$; $p = 0,420$). On observe néanmoins une tendance d'une diminution de la BE depuis le P1 qui est presque significative (ANOVA ; $F_{1,47} = 3,75$, $p = 0,059$).

En 2021, la biomasse exploitable sur les pentes externes de Saint Leu (Fig. 13b) est significativement plus faible à celle déterminée en 2014 (M-W ; $W = -2,47$, $p = 0,013$) mais ne diffère pas de la BE de 2006 (ANOVA ; $F_{1,47} = 0,67$, $p = 0,416$). Cette biomasse varie entre les niveaux de protection (K-W = 24,30 ; $p < 0,001$) ; elle est plus faible dans la zone de PR que les stations en zone RG et dans les sanctuaires. Seul dans la zone SA, la biomasse varie dans le temps (ANOVA, $F_{2,22} = 6,23$; $p = 0,008$), avec une augmentation significative entre le P0 et le P1 suivie par une diminution significative entre P1 et le P2.

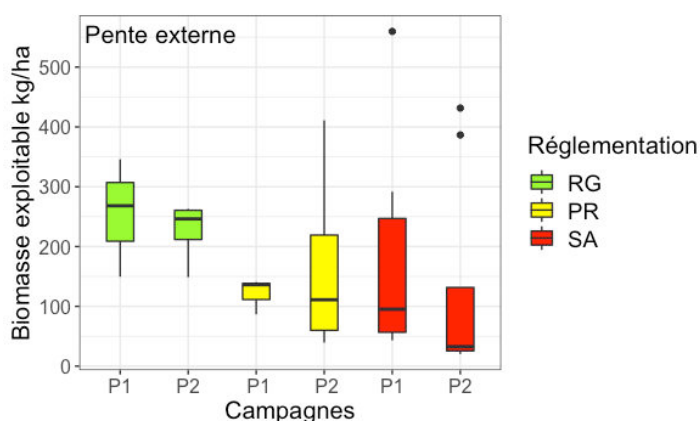


Figure 14. Biomasse exploitable (kg/ha) des peuplements ichthyologiques sur les stations de pente externe du complexe d'Étang Salé.

A Étang Salé, la biomasse exploitable sur la pente externe (Fig. 14) ne varie pas dans le temps (ANOVA, $F_{1,76} = 0,23$; $p = 0,638$), elle n'est pas différente entre les niveaux de protection (K-W = 4,41, $p = 0,110$) et il n'y pas d'interaction entre ces facteurs (ANOVA, $F_{2,26} = 0,29$; $p = 0,752$).

3.2.2.2. Analyse de la biomasse cible (BC)

Sur le platier du secteur Nord (Fig. 15a), zone de protection renforcée, la biomasse des poissons à intérêt halieutique ne varie pas entre le P1 et le P2. Par contre, sur la pente externe (Fig. 15b), cette biomasse montre une nette augmentation entre le P1 et le P2 (ANOVA ; $F_{1,23} = 8,7$, $p = 0,007$).

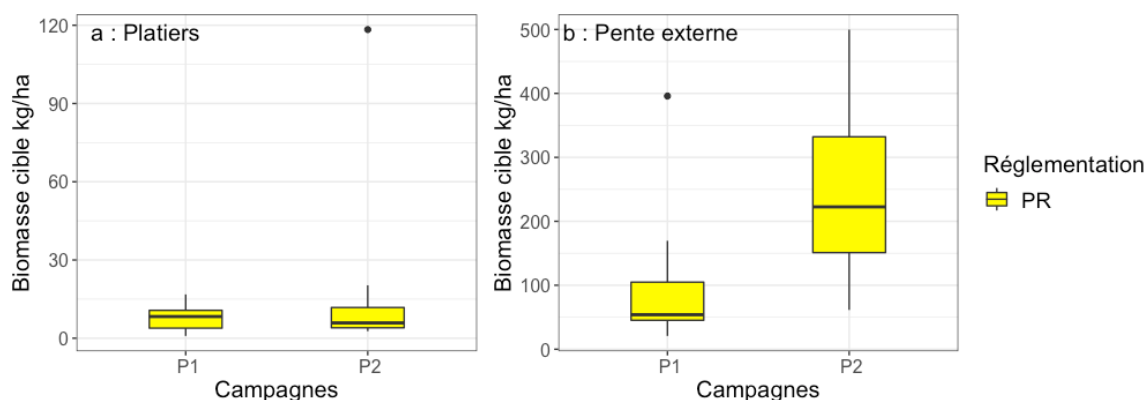


Figure 15. Biomasse cible (kg/ha) des peuplements ichtyologiques sur les stations du complexe de St Gilles Nord.

Sur le platier interne de La Saline, la biomasse cible montre les mêmes tendances que la biomasse exploitable, avec une augmentation entre le P0 et le P1 suivie par une diminution recensée en 2021 (ANOVA ; $F_{2,45} = 3,02$, $p = 0,059$). Bien que l'augmentation de la BC entre le P0 et le P1 ne soit pas significative, la diminution observée depuis le P1 dans les deux niveaux de protection est bien réelle (ANOVA ; $F_{1,30} = 4,33$, $p = 0,046$) (Fig. 16a).

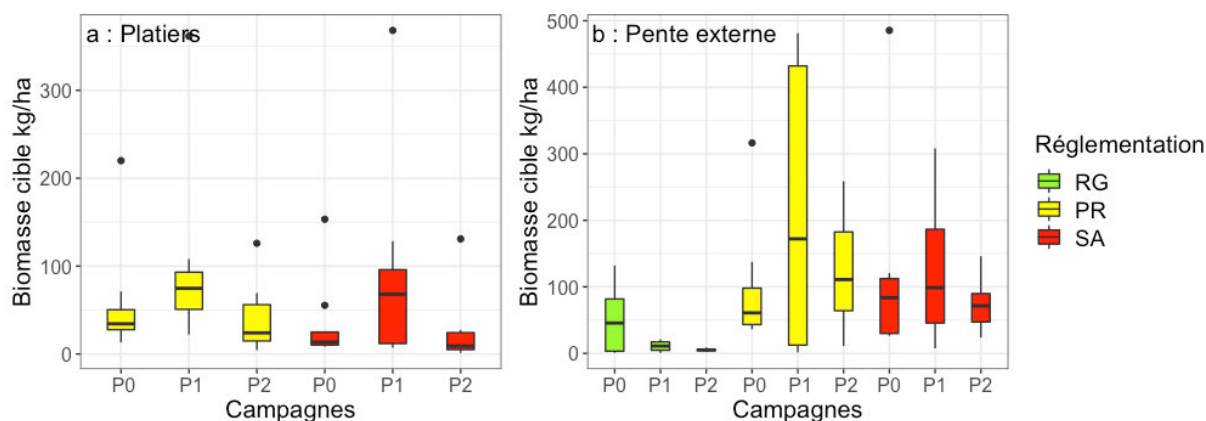


Figure 16. Biomasse cible (kg/ha) des peuplements ichtyologiques sur les stations du complexe de La Saline.

Sur la pente externe (Fig. 16b), la BC est significativement plus faible dans la zone de réglementation générale comparée aux niveaux de protection supérieurs (K-W = 20,86 ; $p < 0,001$). Il n'y a pas de variation temporelle de la BC détectée (K-W = 0,95 ; $p = 0,623$).

A Saint-Leu, la biomasse cible sur les platiers internes n'est pas différente entre les niveaux de protection (M-W, U = 0,78, $p = 0,436$) et ne varie pas dans le temps (K-W = 3,61, $p = 0,165$) (Fig. 17a). Sur la pente externe (Fig. 17b), la biomasse cible est plus faible dans la zone de protection renforcée comparée aux autres niveaux de protection (K-W = 25,39, $p < 0,001$). Dans le sanctuaire uniquement, la BC montre une variation temporelle, avec une augmentation significative entre le P0 et le P1 (M-W, U = 3,05, $p = 0,001$) et une tendance inverse entre le P1 et le P2, résultant en une BC aujourd'hui similaire à celle recensée lors du P0 (2006).

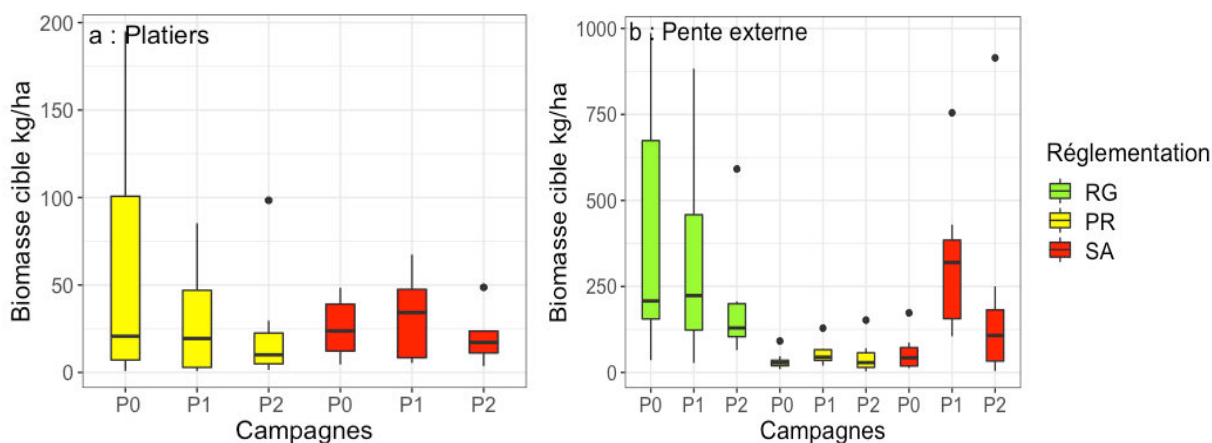


Figure 17. Biomasse cible (kg/ha) des peuplements ichthyologiques sur les stations du complexe de Saint-Leu. Voir la légende de la figure 14 pour l'explication des boîtes à moustache.

Sur la pente externe du secteur Étang Salé, la biomasse cible ne varie pas significativement entre les niveaux de protection ou entre les campagnes (Fig. 18).

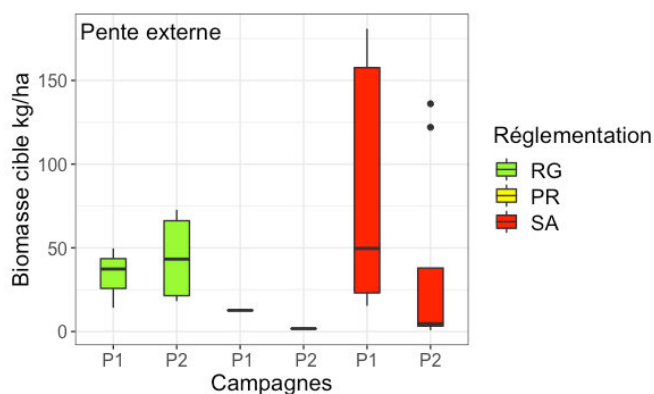


Figure 18. Biomasse cible (kg/ha) des peuplements ichthyologiques sur les stations de pente externe du secteur d'Étang Salé.

3.3 Évolution de l'abondance des poissons exploitables

Sur l'ensemble des secteurs, l'abondance de poissons exploitables varie à travers les campagnes, à la fois sur les platiers (ANOVA, $F_{1,155} = 3,29$, $p = 0,005$) et sur les pentes externes (K-W = 25,29, $p < 0,001$). On note une tendance nette de diminution de leurs effectifs depuis le P1 (Fig. 19).

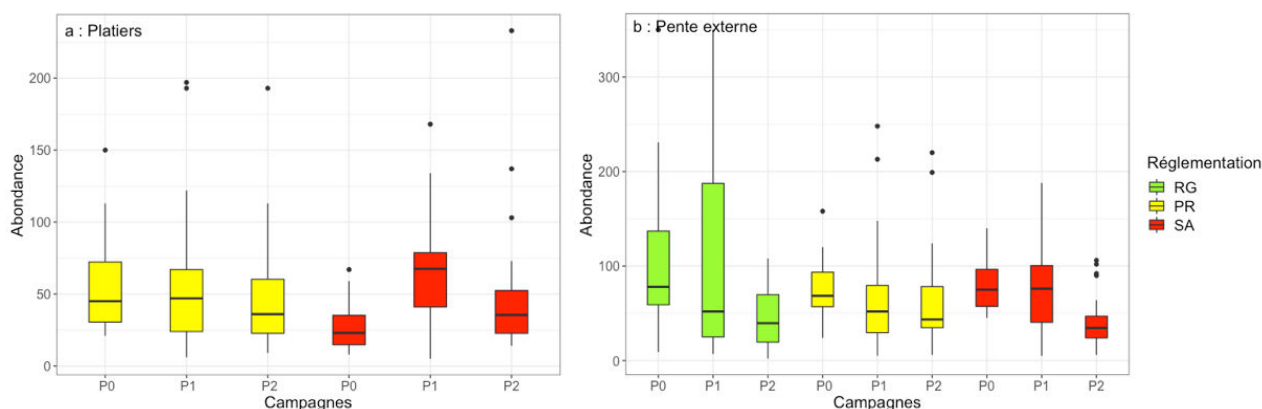


Figure 19. Abondance des poissons exploitables, sur les platiers (à gauche) et sur les pentes externes (à droite). Voir la légende de la figure 14 pour l'explication des boîtes à moustache.

Les analyses suivantes se focalisent sur les secteurs La Saline et Saint-Leu.

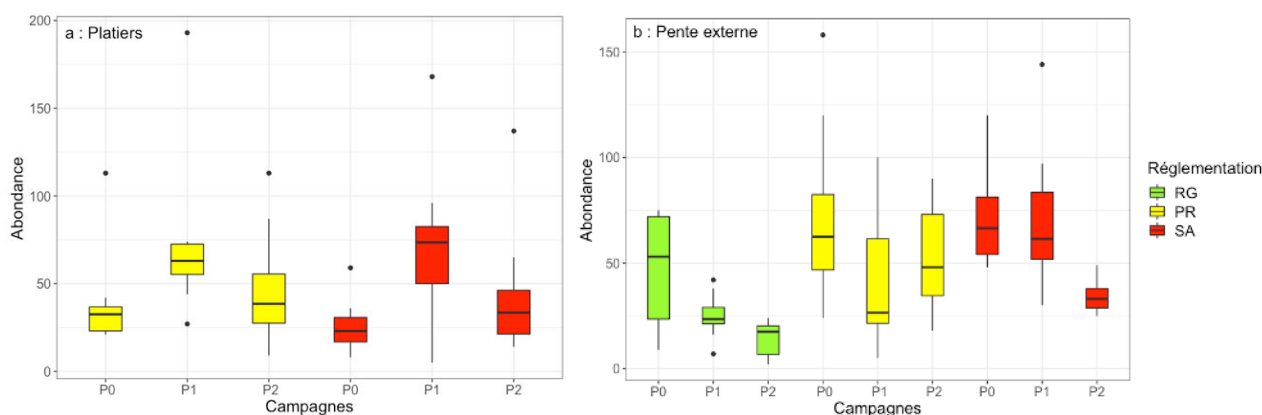


Figure 20. Abondance des poissons exploitables sur le complexe de La Saline. A gauche : platiers, à droite : pentes externes.

L'abondance moyenne sur le platier interne de La Saline varie à travers les campagnes (ANOVA, $F_{5,48} = 4,39$, $p = 0,019$) et était plus élevée lors de la campagne P1 comparée aux campagnes P0 et P2. Elle n'est pas différente entre les niveaux de protection (Fig. 20a).

Sur la pente externe, l'abondance moyenne établie lors du P2 est plus faible comparée aux P0 et P1 (K-W = 11,81, $p = 0,003$). Sans surprise, les abondances dans la zone de réglementation générale (Souris Blanche) sont plus faibles que dans les zones de sanctuaire et de protection renforcée (Fig. 20b).

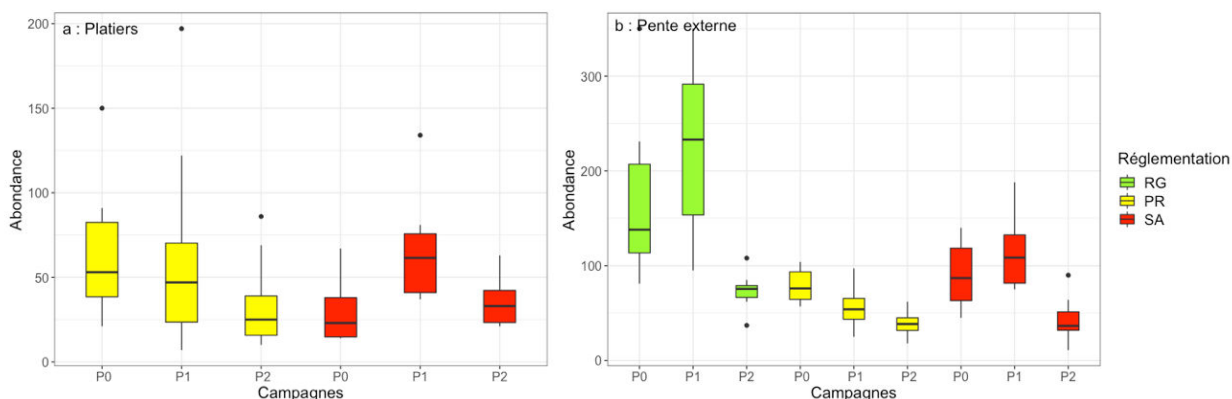


Figure 21. Abondances des poissons exploitables dans le complexe de Saint-Leu. A gauche : platiers, à droite : pentes externes.

Sur les platiers du secteur Saint Leu, l'abondance des poissons exploitables au P2 est plus faible que celles déterminées lors les campagnes P0 et P1 ($K-W = 7,88$, $p = 0,019$). Il n'y a pas d'effet du niveau de protection sur l'abondance détecté (Fig. 21a).

Sur les pentes externes, il y a moins de poissons exploitables comptés lors du P2 que dans les campagnes précédentes ($K-W = 22,90$, $p < 0,001$). L'abondance des poissons exploitables varie avec le niveau de protection ($K-W = 22,23$, $p < 0,001$). Elle est la plus élevée dans la zone de réglementation générale, intermédiaire dans le sanctuaire, et la plus faible dans la zone de protection renforcée (Fig. 21b).

Les abondances des poissons ciblés suivent exactement le même patron de variation temporelle que celles des poissons exploitables. Les résultats ne sont pas montrés ici afin de ne pas alourdir ce rapport inutilement.

3.4 Évolution de la taille moyenne des poissons perroquet et des mérus

Les tailles des poissons exploitables sont très variables. Malgré cette forte variation intrinsèque, des différences en taille entre les campagnes et les niveaux de protection (pente externe seulement) sont détectées.

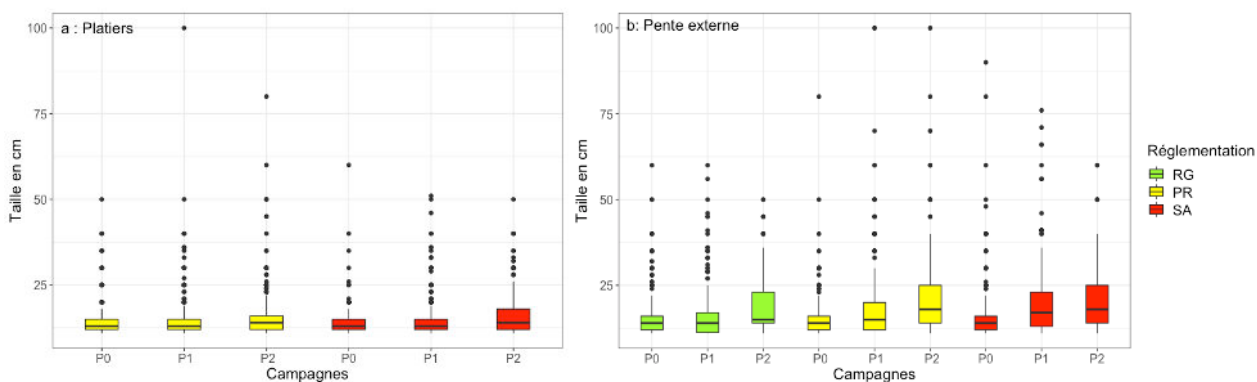


Figure 22. *Taille des poissons exploitables sur les platiers (gauche) et sur les pentes externes (droite).*

Sur les platiers de l'ensemble des secteurs, la taille des poissons exploitables ne varie pas avec le niveau de protection mais elle a augmenté significativement depuis le P1 ($K-W = 49,73$, $p < 0,001$) (Fig. 22).

Sur les pentes externes, les tailles des poissons exploitables sont plus petites dans les zones de réglementation générale comparées à celles dans les sanctuaires et les zones de protection renforcée ($KW = 130,36$, $p < 0,001$). De plus, les tailles ont augmenté à travers les trois campagnes de suivi de l'effet réserve ($K-W = 310,44$, $p < 0,001$).

Les analyses de l'évolution temporelle des tailles se focalisent sur les poissons perroquet et les mérours sur les pentes externes. On examinera notamment l'effet du secteur sur les tailles recensées. Pour rappel, tous les individus de taille ≤ 10 cm sont exclus des analyses suivantes afin de réduire les effets d'éventuelles vagues de recrutement sur les tailles moyennes.

3.4.1 Les poissons perroquet (Scaridae)

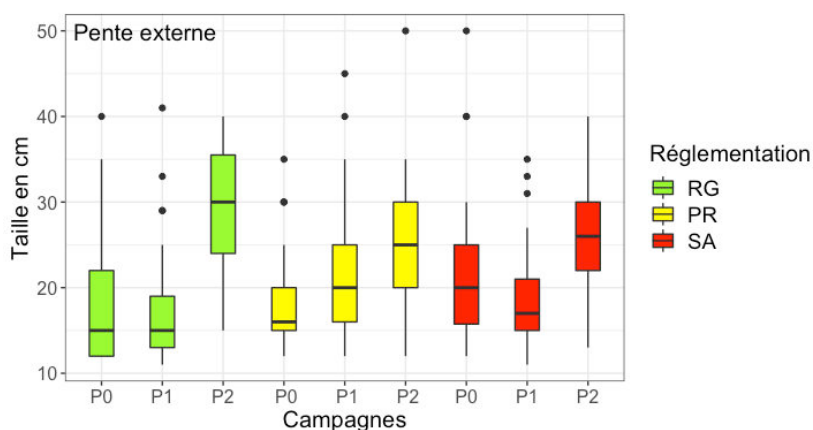


Figure 23. *Taille des Scaridae sur les pentes externes de tous les secteurs.*

Sur l'ensemble des secteurs, les tailles des poissons perroquet augmentent à travers les campagnes (ANOVA, $F_{8,373} = 36,88$, $p < 0,001$). En effet, les tailles recensées lors de P2 sont significativement plus grandes que celles observées durant le P0 et le P1 (Fig. 23). Les tailles ne diffèrent pas avec le niveau de protection, mais les tailles observées lors du P1 dans la zone de protection renforcée étaient plus grandes que dans les autres niveaux de protection (interaction période x niveau de protection ; ANOVA, $F_{4,377} = 4,91$, $p = 0,001$).

Dans les zones sanctuaires des pentes externes, les poissons perroquet étaient plus grands lors du P2 que lors du P0 ou P1 (ANOVA, $F_{2,128} = 15,61$, $p < 0,001$). Leurs tailles ne variaient pas significativement entre les secteurs (Fig. 24).

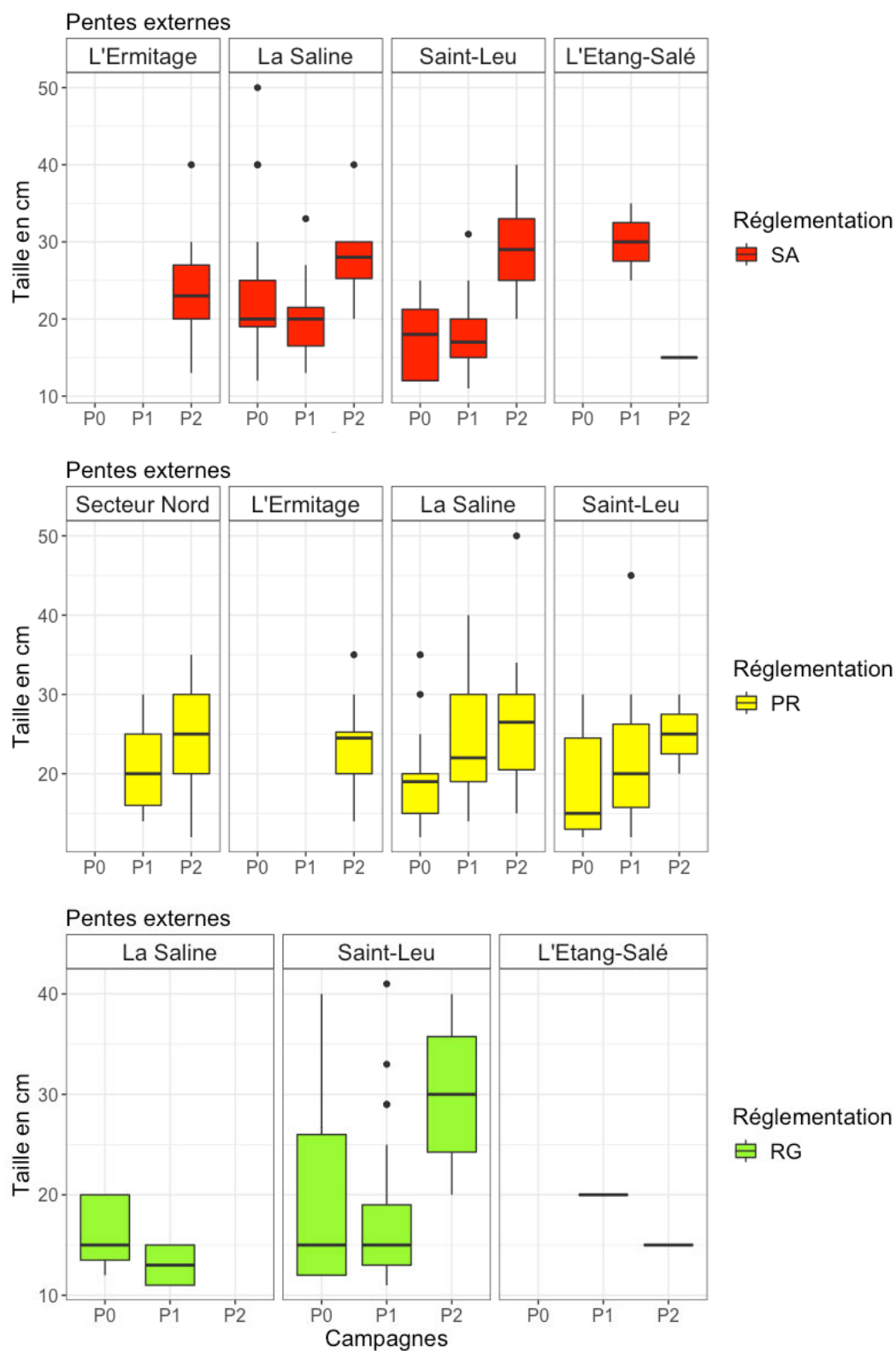


Figure 24. Taille des Scaridae sur les pentes externes pour les différents complexes, par niveau de protection.

3.4.2 Les méros (Serranidae)

Les tailles des méros sur les pentes externes ont augmenté depuis le P0 (K-W = 40,84, $p < 0,001$). Les méros les plus grands sont observés dans les sanctuaires et les plus petits dans les zones de

réglementation générale ($K-W = 13,42$, $p = 0,001$) ; les zones de protection renforcée abritent des individus de tailles intermédiaires (Fig. 25). Ce patron dénote un effet réserve.

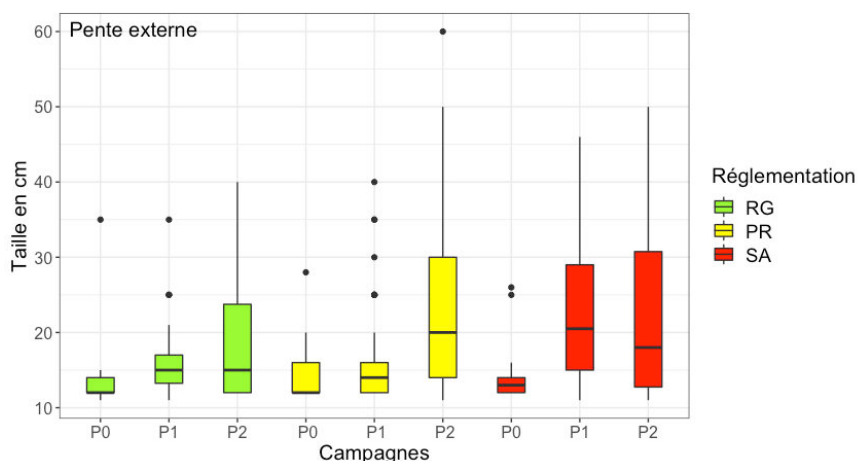
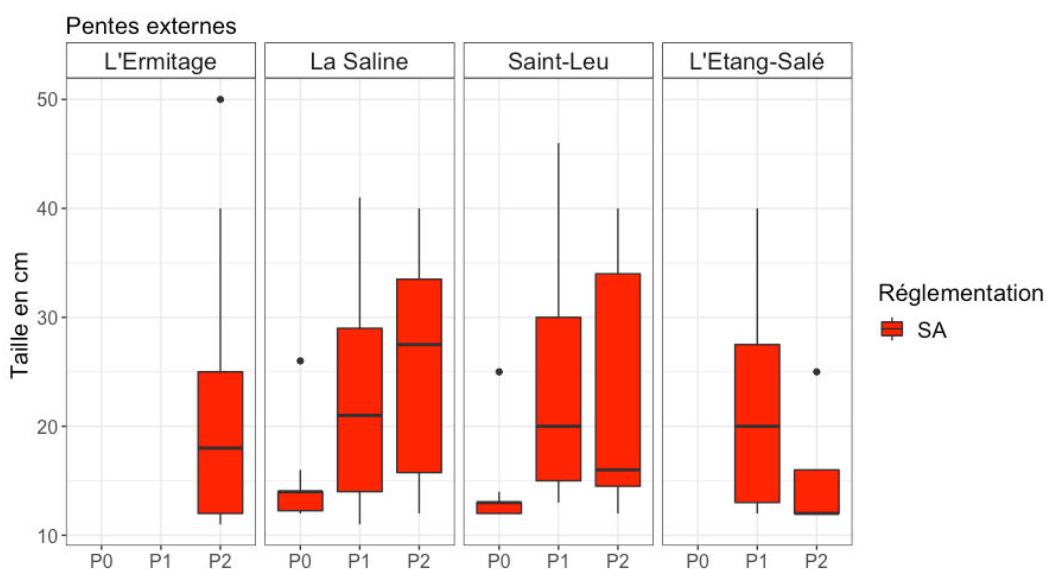


Figure 25. Taille des Serranidae sur les pentes externes de tous les complexes récifaux.

Dans les sanctuaires sur les pentes externes, les mérous observés lors du P1 et du P2 sont plus grands que lors du P0 ($K-W = 23,14$, $p < 0,001$), sans différence en taille moyenne entre le P1 et le P2. Il n'y a pas de différence en taille moyenne observée entre les secteurs ($K-W = 1,40$, $p = 0,706$).

Les zones de protection renforcée ont aussi bénéficié d'une augmentation des tailles des mérous depuis le P0, mais contrairement aux sanctuaires, cette augmentation est observée que lors du P2 ($K-W = 13,71$, $p = 0,001$; fig. 30). Bien que lors du P1 le secteur Nord abritait des mérous plus grands que les autres secteurs, il n'y a pas de différence significative en tailles des mérous entre les secteurs pour l'ensemble des observations ($K-W = 9,45$, $p = 0,051$).



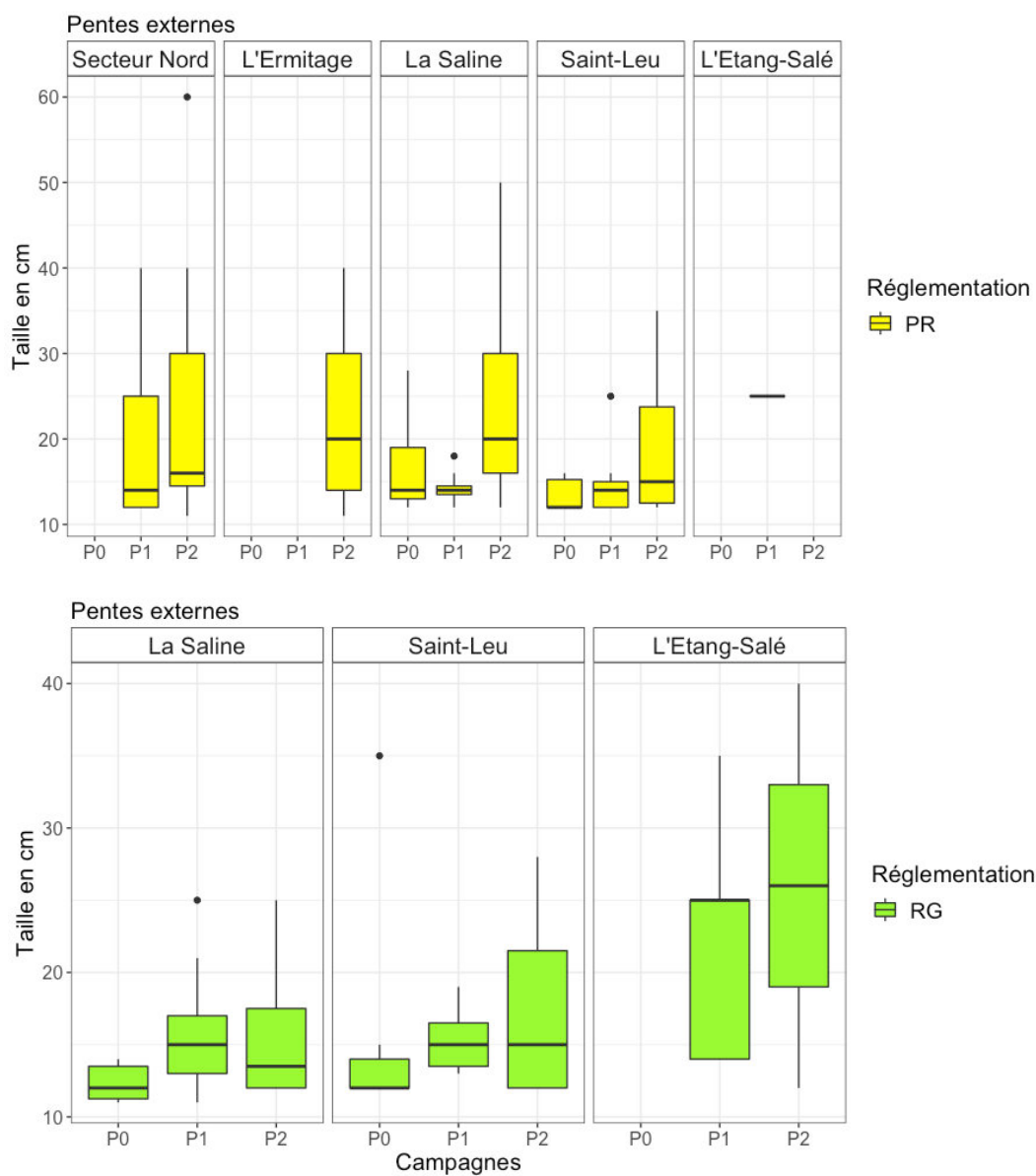


Figure 26. Taille des Serranidae des pentes externes pour les différents secteurs (*a*= sanctuaire ; *b*= ZPR, *c*= Réglementation générale).

3.5 Relations entre biomasse et richesse spécifique

La figure 27 montre les relations entre la biomasse totale et la richesse spécifique recensées sur les transects pour différentes partitions des données.

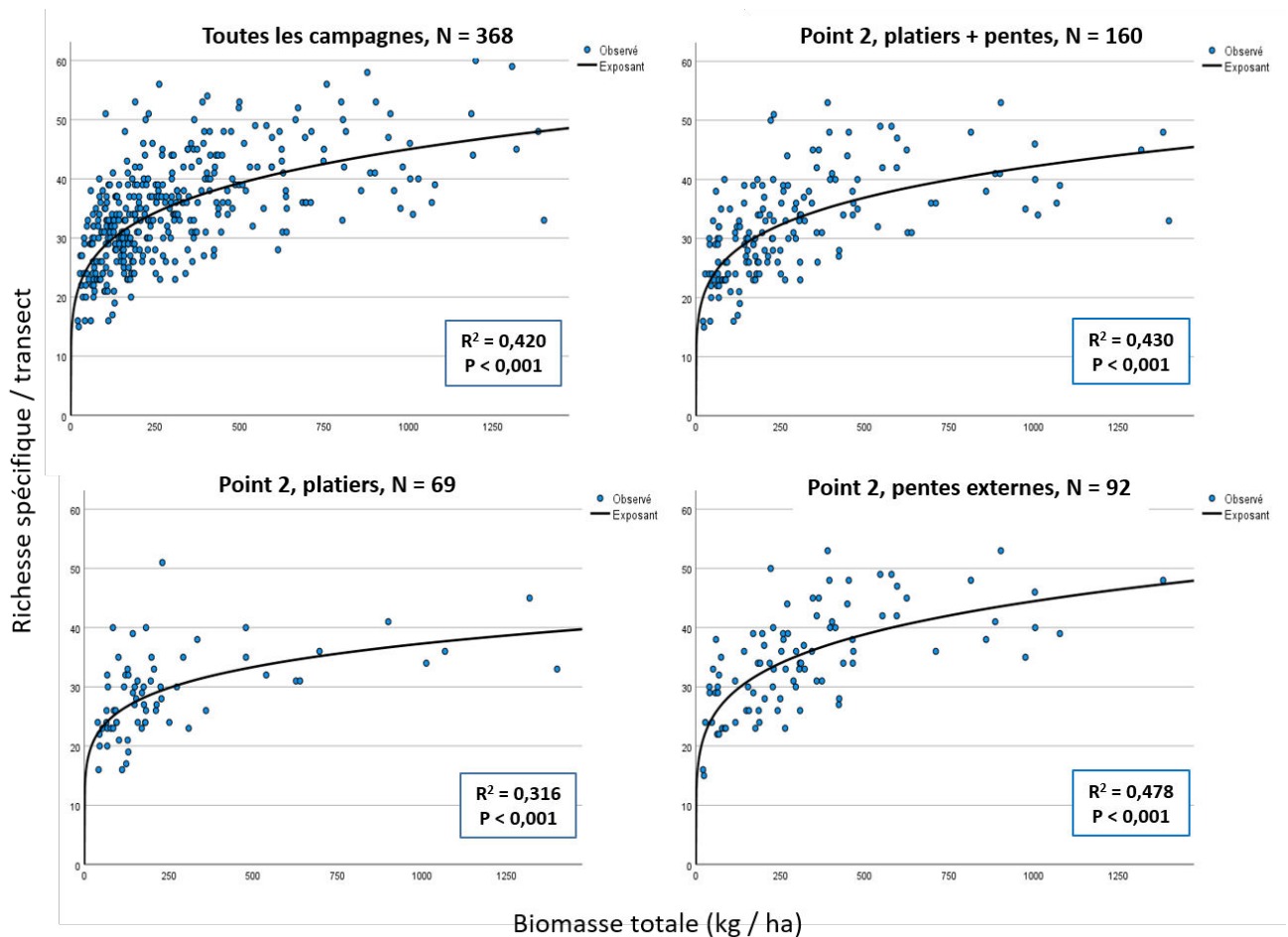


Figure 27. Relation entre la biomasse totale et la richesse spécifique recensée sur les transects.

Pour chaque partition, cette relation est le mieux décrite par une relation de puissance de type :

$$\text{Richesse spécifique} = \text{Constante} + B * \ln(\text{Biomasse}).$$

On constate qu'il y a des relations de saturation fortes entre la biomasse et le nombre d'espèces recensées sur les transects. Ces résultats soulignent l'importance de maintenir une biomasse élevée afin de pouvoir conserver la diversité ichthyologique.

3.6 Parcours aléatoires : richesse spécifique et abondance relative des peuplements ichtyologiques

3.6.1 État des lieux de la richesse spécifique en 2021

Pour l'ensemble des stations platiers, la richesse spécifique moyenne est de $64,8 \pm 1,7$ espèces et varie entre $48,0 \pm 2,0$ à Maharani et $81,5 \pm 1,5$ à la station Varangue Sud (Fig. 28-haut). La richesse est significativement plus faible dans le secteur Nord (51,8 sp.) comparé aux autres secteurs (63,8 à 69,8 sp. ; ANOVA, $F_{4,30} = 2,73$; $p = 0,048$). Elle est également plus élevée dans les sanctuaires ($72,3,0 \pm 2,9$ sp.) comparée aux zones de protection renforcée ($60,7 \pm 1,6$ sp. ; ANOVA, $F_{1,33} = 14,13$; $p = 0,001$). Il y a une interaction entre secteur et niveau de protection : la richesse spécifique est plus élevée dans les sanctuaires que dans les zones de protection renforcée dans les stations situées à l'Ermitage et à Saint-Leu, tandis que la richesse n'est pas différente entre les niveaux de protection dans les stations situées à La Saline (ANOVA, $F_{2,32} = 11,51$, $p < 0,001$).



Figure 28. *Parcours aléatoires. Richesse spécifique sur les stations échantillonnées en 2021 du nord au sud. En haut : stations platiers ; en bas : stations sur les pentes externes. Les boîtes représentent : en gras, la médiane, les barres horizontales : 1^{er} et 3^{ème} quartiles.*

Pour les stations des pentes externes, la richesse spécifique moyenne est de $81,2 \pm 1,6$ espèces et varie entre $57,5 \pm 5,5$ à Souris Blanche Nord et $94,0 \pm 5$, à Trois Châteaux (Fig. 28-bas). La richesse varie selon les complexes récifaux (ANOVA, $F_{4,41} = 7,13$; $p < 0,000$) avec une plus faible richesse dans les secteurs La Saline et Étang Salé comparée aux autres secteurs. La richesse est généralement un peu plus élevée dans les sanctuaires qu'en dehors mais cette différence n'est pas significative.

Aussi sur les pentes externes, la richesse varie entre les secteurs (ANOVA, $F_{4,88} = 13,8$; $p = 0,000$) avec une richesse plus faible dans le secteur de La Saline comparée aux secteurs de St Gilles Nord et de l'Ermitage. Les secteurs Saint-Leu et Étang Salé montrent une richesse intermédiaire.

3.6.2 Effet de l'effort d'échantillonnage sur les estimations de la richesse spécifique.

La réduction de moitié du nombre de réplicats entraîne une perte moyenne de $14,0 \pm 1,4$ % de la richesse spécifique mesurée, tous secteurs et habitats confondus (La Saline et Saint-Leu, platiers et pentes externes). Cette perte significative est de 19,9 % pour les stations sur les pentes externes du secteur La Saline (Student's $t_{10} = 4,9213$; $p > 0,0001$), de 20,1 % sur les pentes externes du secteur Saint-Leu (Student's $t_{10} = 6,4002$; $p > 0,0001$) et de 21,3 % pour les stations platiers du secteur Saint-Leu (Student's $t_{10} = 3,8001$; $p = 0,003$; Annexe 5). Pour les stations sur le platier de La Saline, où la richesse spécifique était relativement faible lors du P0, la réduction de l'effort d'échantillonnage n'a pas entraîné de différence significative de la richesse spécifique mesurée par parcours aléatoires (Student's $t_6 = 2,2233$; $p = 0,067$).

3.6.3 Comparaison de la richesse spécifique estimée par parcours aléatoires entre P0 et P2

Pour l'ensemble des données PA réalisés lors du P0 et P2 aux secteurs de La Saline et de Saint-Leu, la richesse spécifique est plus élevée sur les pentes externes (moyenne $\pm$ erreur standard = $77,1 \pm 1,1$) que sur les platiers ($59,6 \pm 1,2$) et plus élevée à Saint Leu ($72,3 \pm 1,1$) qu'à La Saline ($64,4 \pm 1,2$), sans interactions entre ces facteurs. En conséquence, les changements de la richesse spécifique entre le P0 et le P2 dans et en dehors les sanctuaires sont présentés par habitat (pente externe / platier) et par secteur.

Sur le platier interne à La Saline, la richesse spécifique est plus faible dans le sanctuaire qu'en dehors (ANOVA ; $F_{1,23} = 4,82$; $p = 0,040$) mais augmente entre le P0 et le P2, à la fois dans et en dehors du sanctuaire (ANOVA, $F_{1,23} = 20,37$; $p < 0,001$; Fig. 5a). A Saint Leu, par contre, la richesse spécifique a augmenté seulement dans le sanctuaire (ANOVA ; $F_{1,34} = 4,65$; $p = 0,034$) tandis qu'en dehors du sanctuaire elle reste inchangée depuis le P0 (ANOVA interaction réglementation x campagne ; $F_{1,34} = 4,72$; $p = 0,038$).

Sur les pentes externes, il n'y a pas de changement de richesse spécifique entre le P0 et le P2 à La Saline (ANOVA, $F_{1,36} = 0,004$; $p = 0,95$). A Saint-Leu, la richesse a augmenté, à la fois dans et en

dehors du sanctuaire (ANOVA, $F_{1,35} = 4,91$; $p = 0,034$; pas d'interaction niveau de protection x campagne ; Fig. 29b).

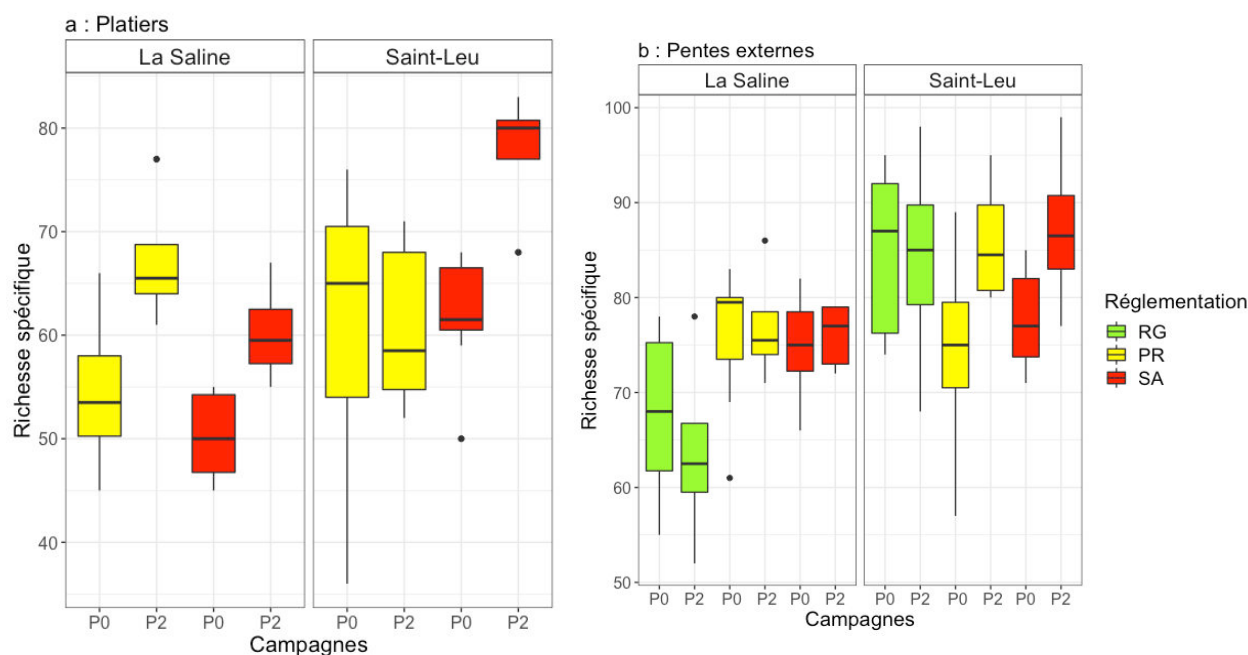


Figure 29. Richesse spécifique déterminée par parcours aléatoires (PA) par secteur, niveau de protection et par zone géomorphologique. a : platiers internes ; b : pentes externes.

Tableau 4. Indice de diversité de Chao $\pm$ erreur standard pour chaque secteur, zone géomorphologique et niveau de protection. Les indices de Chao du P0 correspondent à la moyenne des indices des 6 combinaisons possibles de couples de réplicats afin de pouvoir comparer avec les résultats de la campagne P2.

Secteur – zone	Protection	Diversité de CHAO	
		P0	P2
Nord – platier interne	Protection renforcée		103,6 $\pm$ 8,3 (n=4)
Nord – pente externe	Protection renforcée		261,3 $\pm$ 23,1 (n=6)
Hermitage – platier interne	Protection renforcée		138,5 $\pm$ 13,2 (n=4)
	Sanctuaire		155,6 $\pm$ 15,7 (n=4)
Hermitage – pente externe	Protection renforcée		162,3 $\pm$ 11,7 (n=4)
	Sanctuaire		213,1 $\pm$ 16,6 (n=4)
La Saline – platier interne	Protection renforcée	93,0 $\pm$ 5,5 (n=4)	120,0 $\pm$ 7,5 (n=4)
	Sanctuaire	93,7 $\pm$ 8,1 (n=4)	118,5 $\pm$ 8,3 (n=4)
La Saline – pente externe	Réglementation générale	165,8 $\pm$ 15,4 (n=4)	186,7 $\pm$ 21,5 (n=4)
	Protection renforcée	157,7 $\pm$ 12,2 (n=4)	158,5 $\pm$ 10,5 (n=4)
	Sanctuaire	138,2 $\pm$ 8,3 (n=4)	167,1 $\pm$ 13,1 (n=4)
Saint-Leu – platier interne	Protection renforcée	167,0 $\pm$ 15,6 (n=8)	138,1 $\pm$ 8,5 (n=8)
	Sanctuaire	132,4 $\pm$ 12,0 (n=4)	145,0 $\pm$ 10,5 (n=4)
Saint-Leu – pente externe	Réglementation générale	155,8 $\pm$ 9,4 (n=4)	174,1 $\pm$ 10,2 (n=4)
	Protection renforcée	166,3 $\pm$ 13,3 (n=4)	194,9 $\pm$ 12,0 (n=4)
	Sanctuaire	145,7 $\pm$ 10,3 (n=4)	203,9 $\pm$ 18,3 (n=4)
Etang-Salé – platier interne	Protection renforcée		84,5 $\pm$ 2,8 (n=2)
Etang-Salé – pente externe	Réglementation générale		140,0 $\pm$ 7,8 (n=2)
	Protection renforcée		136,0 $\pm$ 11,7 (n=2)
	Sanctuaire		214,6 $\pm$ 21,6 (n=4)

L'indice de diversité CHAO est généralement plus élevé pour les parcours aléatoires réalisés lors du P2 comparé à ceux réalisés lors du P0 (Tab. 4), sauf pour les platiers du secteur Saint Leu où une diminution d'environ 10 espèces est observée (tous niveaux de protection confondus). L'indice de CHAO est toujours plus élevé hors sanctuaire, que ce soit pour le P0 ou le P2. Cependant, entre le P0 et le P2, l'indice de diversité a augmenté de $7,5 \pm 4,8$ % hors sanctuaire et de $21,8 \pm 5,4$ % en zones sanctuaires, tous secteurs et zones confondus. Enfin, l'indice de CHAO est le plus élevé sur les pentes externes du secteur Saint-Leu.

3.1.4. Abondance relative de Famille d'intérêt halieutique

Dans le sanctuaire du platier de La Saline, l'abondance relative des Serranidae et les Lethrinidae a augmenté significativement entre le P0 et le P2 (Fig. 30b). Sur la pente externe à La Saline, l'abondance relative de Serranidae et de Mullidae a augmenté sur les stations hors sanctuaires (Fig. 30c) tandis que l'abondance de Lutjanidae a augmenté leur abondance sur les stations de sanctuaire (Fig. 30d). A Saint Leu, le seul changement significatif est celui de l'abondance relative des Carangidae qui a augmenté dans les sanctuaires sur la pente externe (Fig. 30).

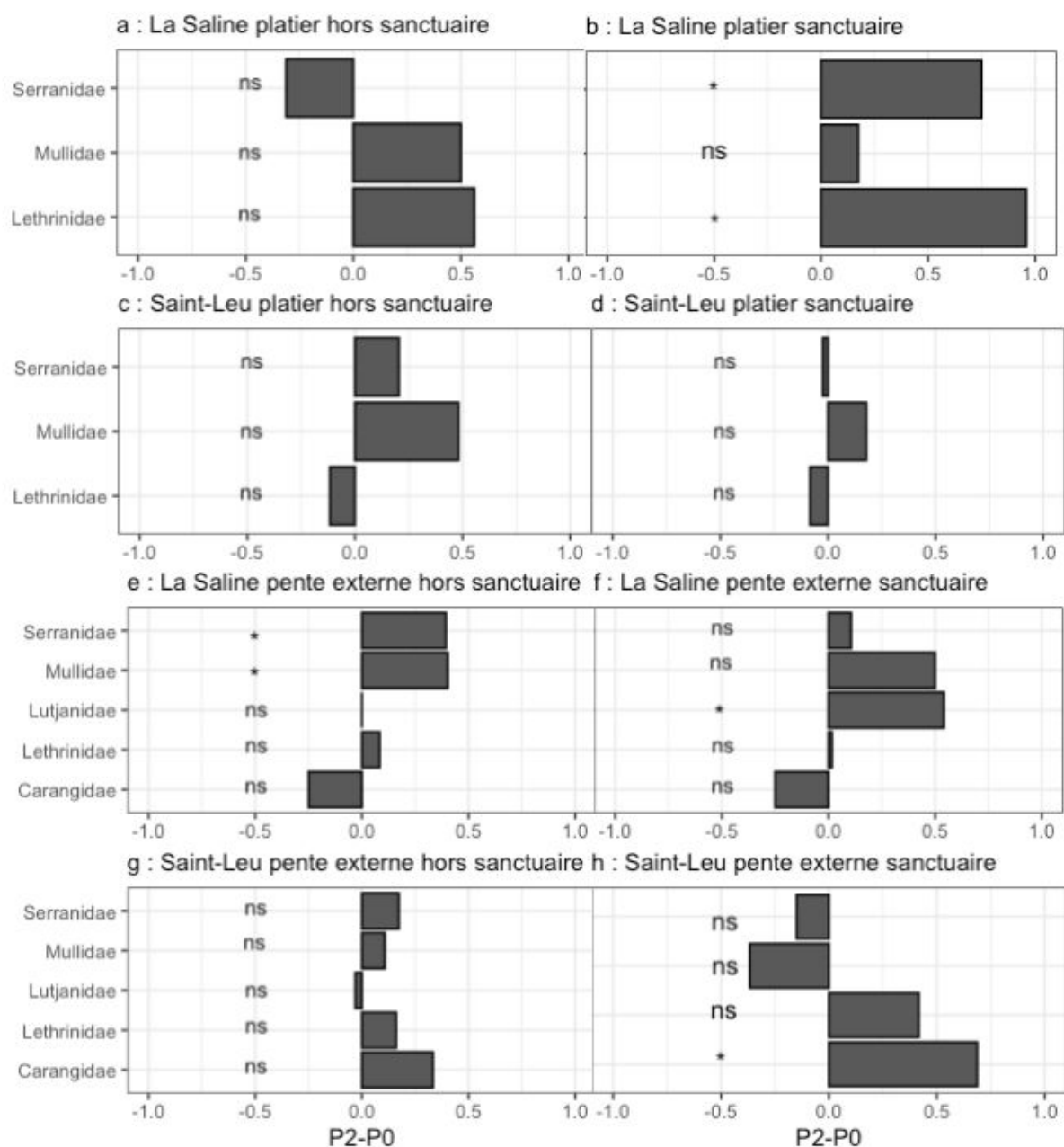


Figure 30. *Parcours aléatoires. Abondance relative de familles à intérêt halieutique entre les campagnes P0 et P2. Niveau de significativité : * = $p < 0.05$, ns : non significatif.*

Les changements d'abondance relative des groupes trophiques concernent essentiellement les détritivores, les brouteurs (*scrapers*) et les excavateurs (*excavators*). De façon générale, leur abondance semble augmenter sur les platiers et les pentes externes des deux secteurs, à la fois dans et en dehors les sanctuaires (Fig. 31 a-f).

Cette augmentation pourrait bien refléter la prolifération des gazons algaux déjà signalé lors de l'évaluation du P1, mais également l'action spécifique de la chasse sous-marine nocturne sur des espèces comme les poissons perroquets, et ce malgré les efforts des gardes contre ce braconnage. En parallèle, une diminution significative des piscivores est constatée dans le sanctuaire de Saint Leu (Fig. 31d).

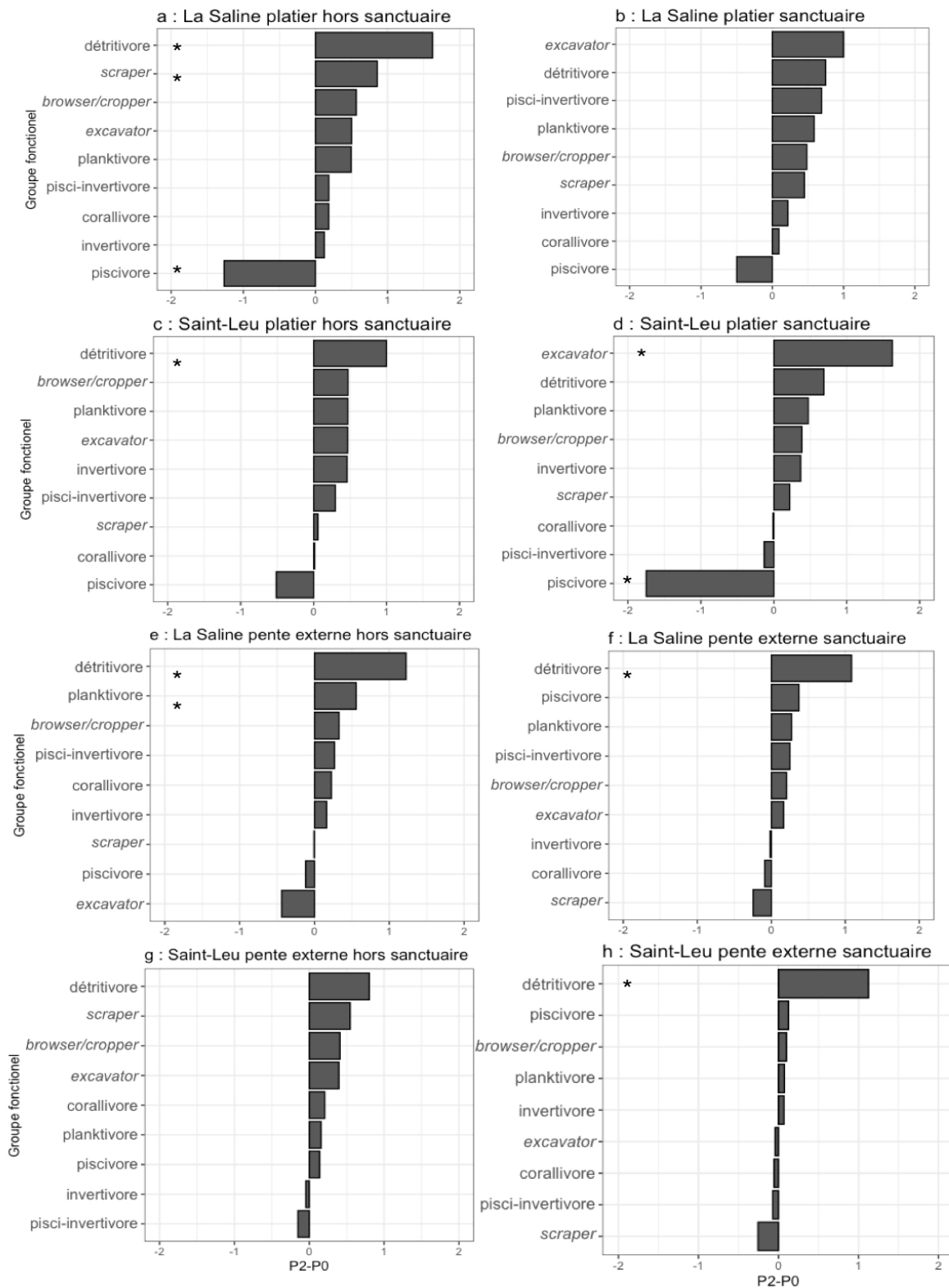


Figure 31. *Parcours aléatoires. Abondance relative (différence de time score moyen) des différents groupes fonctionnels entre P0 et P2. Niveau de significativité : * = $p < 0.05$, absence d'annotation : non significative.*

3.7 Discussion sur les peuplements ichthyologiques

Dans cette partie sur les peuplements ichthyologiques, nous avons analysé différents indicateurs de l'effet réserve obtenus à travers deux méthodes de recensement (Belt transect et parcours aléatoires), à savoir : 1- la diversité en espèces, 2- la biomasse des communautés, 3- l'effectif de ces communautés et 4- la taille des poissons.

Le tableau 5 propose une synthèse des résultats des analyses de ces indicateurs en les classant en deux groupes : soit conforme, soit contraire aux attentes d'un effet réserve. Nous discutons ci-dessous les résultats sur les indicateurs de l'effet réserve.

3.7.1- Diversité ichthyologique

L'évaluation de la richesse en espèces de poisson par les Belt transect en pente externe, a montré que les sanctuaires et les zones de protection renforcée abritent plus d'espèces que les zones de protection générale (Tableau 4). Cependant, à quelques exceptions près, une notera une perte de diversité ichthyologique qui est en cours et généralisée à toutes les zones de la RNMR.

Ces résultats semblent contredire les conclusions sur la richesse en espèces tels qu'évaluées par les parcours aléatoires. Une analyse des relations entre la diversité ichthyologique sur les stations évaluées par les deux méthodes (BELT et PA) montre que, lors du P2, les aires prospectées pour les parcours aléatoires étaient certainement plus larges que celles prospectées lors du P0 (Annexe 6). Ceci explique la contradiction des résultats entre les deux méthodes d'évaluation sur l'évolution de la richesse spécifique des poissons présents sur les stations. La conclusion est que la richesse ichthyologique a donc réellement diminué depuis le P0. Cette conclusion est cohérente avec d'autres résultats du suivi de l'effet réserve, à savoir : i) une dégradation nette des communautés benthiques avec une perte de la couverture corallienne, de la diversité en coraux et de la complexité d'habitat associée (cf. chapitre 4) ; ii) une diminution de la biomasse des communautés ichthyologiques observée presque partout, et iii) l'étroite relation entre biomasse et la diversité des communautés ichthyologiques (cf. 3.5).

3.7.2 - Biomasse

La biomasse des peuplements de poissons est répartie de façon hétérogène entre les secteurs, mais aussi au sein même des secteurs. Pour les platiers, c'est le secteur de l'Ermitage qui se démarque par une forte biomasse totale. Ceci est visible sur la station sanctuaire HZNF, ainsi que sur la station HSNF située juste à côté en ZPR, qui est elle aussi caractérisée par une très forte biomasse (cf. Fig.

26). Les poissons demoiselles du genre *Stegastes* y sont très abondants, ce qui explique la grande différence entre la biomasse totale (BT : 510 kg/ha) et la biomasse exploitable (BE : 294 kg/ha).

En focalisant les analyses sur la biomasse exploitable (BE : la biomasse des poissons de taille supérieure à 10 cm (tout en excluant les Pomacentridae), on s'affranchit de ce biais. L'utilisation de cette métrique a aussi l'avantage que les résultats des recensements conduits à La Réunion seront directement comparables à ceux d'autres études dans l'océan Indien ou ailleurs.

Pour le P2, les manifestations attendues d'un effet réserve sur la biomasse des communautés ichthyologiques sont faibles car les valeurs de biomasse ne sont pas systématiquement plus élevées dans les zones les plus protégées (ZPR et Sanctuaires). Sur les platiers, les biomasses totales des poissons potentiellement exploitables (BE), ou celles des poissons ciblés par la pêche (BC), ne diffèrent pas entre les niveaux de protection.

Sur les pentes externes, si la BE et la BC sont plus élevées dans les zones de protection renforcée comparées à celles dans les sanctuaires et les zones de réglementation générale, c'est entièrement dû à la forte biomasse observée dans le secteur Nord, qui est une zone de protection renforcée. Sur la pente externe de La Saline, la BE et la BC sont plus faibles dans la zone de réglementation générale comparées à celles dans des zones de protection plus fortes, et elles diminuent entre les 3 campagnes (P0, P1, P2).

Ces résultats contrastent fortement avec ceux du P1. En effet, lors de l'établissement du P1 en 2015/2016, les analyses des variations temporelles de la biomasse des communautés ichthyologiques montraient une nette tendance à l'augmentation dans les sanctuaires et les zones de protection renforcée, et à l'opposé, une diminution de la biomasse dans les zones de protection générale. Malheureusement, on constate aujourd'hui que cette tendance ne se poursuit pas et que, à l'exception de la zone de protection renforcée sur la pente externe du secteur de ST Gilles Nord, la biomasse exploitable et la biomasse cible ont diminué depuis le P1 et atteignent parfois même des seuils en dessous de ceux établis lors du P0 ! Ce constat d'une quasi-absence d'effet de la protection sur la biomasse des poissons, que ce soit sur les platiers ou sur les pentes externes, est consternant.

En 2021, la moyenne ($\pm$ écart type) de la biomasse des poissons potentiellement exploitables (BE) pour l'ensemble des stations est de $237,8 \pm 244,1$ kg/ha. Cette valeur est 29 % inférieure à la biomasse moyenne de $335,2 \pm 163,0$ kg/ha présente dans les réserves marines récentes (<15 ans) et de petite taille (<5 km²) situées dans l'océan Indien central et occidental (McClanahan et al., 2020). **La mise en contexte régional montre que l'état écologique des habitats récifaux à La Réunion est dans un état très préoccupant, et que les actions RAPIDES pour les conserver devraient être mises en œuvre ou les stratégies revues** (cf. accroissement des zones de protection, augmentation des actions de contrôle et de surveillance, etc...).

Tableaux 5. Communautés ichthyologiques. Synthèse des résultats sur les indicateurs de l'effet réserve. Abréviations : RG : réglementation générale ; PR : protection renforcée ; SA : sanctuaire ; BT : biomasse totale ; BE : biomasse exploitable ; BC ; biomasse cible ; BELT : transect couloir ; PA : parcours aléatoires.

Indicateur	Effet réserve	Pas d'effet réserve
Diversité BELT	Sur pentes externes, la richesse spécifique est plus faible dans la zone RG que dans les zones SA et PR	Sur platiers internes, la richesse spécifique n'est pas différente entre les niveaux de protection
	Depuis le P1, la richesse spécifique sur pente externe à Etang Salé est restée stable dans SA et PR tandis qu'elle a diminué dans zone RG	Depuis le P1, la richesse spécifique sur platiers internes et pentes externes à La Saline et à Saint-Leu a diminué dans tous les niveaux de protection
Diversité PA		La richesse spécifique n'est pas plus élevée dans les sanctuaires qu'en dehors.
	Depuis le P0 une augmentation de la richesse spécifique est observée à La Saline et à Saint-Leu	
Biomasse BELT		Sur platiers internes et pentes externes, BT, BE et BC ne sont pas différentes entre les niveaux de protection
	Au travers des campagnes, BE et BC sur pente externe à La Saline diminuent dans zone RG mais ne change pas significativement dans zones SA et PR	Depuis le P1, tendance à une diminution de la BE
	Depuis le P1, BC a augmenté dans la zone PR dans le secteur Nord	Depuis le P1, BE a diminué sur pente externe à Saint-Leu, BC a diminué sur pente externe à La Saline
Abondance PA	A La Saline, l'abondance des poissons sur pente externe plus élevée dans zones SA et PR que dans RG	Sur platiers internes et pentes externes, l'abondance des poissons n'est pas toujours plus élevée dans les zones de protection forte
		Au travers des campagnes, diminution généralisée des effectifs de poissons sur platiers et pentes externes, notamment depuis le P1
Taille BELT	La taille des mérous a augmenté plus rapidement dans les SA, qu'ailleurs. Aujourd'hui, la taille des mérous est plus grande dans SA, intermédiaire dans zone PR et plus petite dans zone RG.	Une augmentation de la taille moyenne est observée chez l'ensemble des poissons exploitables incluant les poissons perroquet et les mérous ; cette augmentation ne compense pas la perte de l'effectif des populations
		Les tailles des poissons perroquet et les mérous ne diffèrent pas significativement entre les secteurs
Abondance relative PA	Depuis le P0, l'abondance relative des mérous, capitaines et carangues a augmenté dans zones SA (La Saline, platier interne ; Saint-Leu, pente externe)	Depuis le P0, l'abondance relative des herbivores et détritivores a augmenté sur les platiers internes et les pentes externes, sans différence entre les niveaux de protection

Les possibles causes de cette chute de biomasse depuis le P1 ont fait l'objet de débats au sein de l'équipe d'ichthyologues, ainsi qu'avec les Gardes et la Direction de la RNMR. L'audit sur l'état des communautés benthiques pourrait fournir quelques éléments d'explication :

- La dégradation d'habitat en termes de recouvrement corallien, de perte de diversité corallienne et de complexité d'habitat, ainsi que la dominance des gazons algaux sur la quasi-totalité des

secteurs récifaux en sont très certainement la cause majeure, montrant ainsi plus que jamais le rôle des activités humaines sur les bassins versants adjacents.

- Les activités de braconnage effectuées sur les zones sanctuaires et les zones de protection renforcée se poursuivent malgré les efforts continus des services de l'état et du travail quotidien des Gardes. Elles ont été réduites de par l'activité accrue des gardes notamment durant les périodes nocturnes, mais sont aujourd'hui le fait de personnes aguerries et efficaces qui connaissent parfaitement le milieu récifal.



Figure 32. Haut : Résultat d'une pêche en chasse sous-marine effectuée en zone sanctuaire - braconnage le lendemain de l'échantillonnage du point 2 effectué sur la même zone – Sanctuaire Sud de La Saline (photo J Wickel). Bas : résultat d'une saisie nocturne en chasse sous-marine sur le secteur de La Saline (photo S. Suros).

3.7.3 – Abondance et taille des poissons

Sur l'ensemble des secteurs, les effectifs des peuplements de poissons exploitables montrent des variations temporelles marquées. Une analyse focalisée sur les secteurs La Saline et Saint-Leu, secteurs sur lesquels nous avons le plus de recul, a montré que ces poissons étaient moins abondants en 2021, par rapport aux campagnes précédentes. Cette diminution de l'effectif sous-tend la diminution de la biomasse exploitable depuis le P1, observée sur les platiers et pentes externes de quasiment tous les secteurs.

En parallèle, l'analyse de la taille des poissons perroquet et des mérous sur les pentes externes, indique une augmentation significative, soit au travers des trois campagnes, soit depuis le P1 seulement. Cette augmentation de taille des individus contribue certainement à compenser partiellement la perte d'effectifs, au moins pour ces deux familles. Une plus faible abondance d'individus de petite taille peut indiquer un affaiblissement du recrutement, et/ou une modification de la structure d'habitat, qui offre aujourd'hui moins d'abris pour les poissons juvéniles ou les espèces de petite taille.

De plus, la forte fréquentation des activités touristiques sur le platier du complexe de l'Ermitage et des plongeurs sur les pentes externes du complexe de St Gilles Nord et de Boucan a été suggérée comme un des éléments clé contribuant à l'observation de la forte biomasse sur ces zones (en augmentation depuis le P1 !) ... car cela découragerait les activités de pêche illégale sur ces complexes. La réponse à cette hypothèse est variable selon les Familles considérées.

- Pour les poissons perroquets et les mérous, le fait que les tailles ne soient pas différentes entre les secteurs, et ce quel que soit le niveau de protection, semble invalider l'hypothèse d'une forte fréquentation touristique bienveillante (en plongée notamment), qui protégerait les poissons contre le braconnage (les individus ne sont plus gros sur St Gilles Nord).
- En revanche, pour les Lutjanidae, des observations de spécimens de grande taille (« Madame tombée ») ont été réalisées sur les stations de Boucan et de Maharani, ce qui confirme le rôle positif joué par la fréquentation touristique (plongée notamment), qui protégerait les poissons contre le braconnage,
- A cela s'ajoute des observations ponctuelles et encourageantes d'espèces emblématiques telle que des Napoléons ou des mérous Tukula de grande taille, qui restent rares, mais n'étaient pas relatées il y a encore quelques années.

Il serait donc intéressant de poursuivre ce type d'analyse pour d'autres familles de poissons afin de vérifier si cette tendance d'augmentation des tailles est généralisée, ou pas.

3.7.4 – Abondance relative

Les analyses de l'abondance relative basées sur les 'time scores' des parcours aléatoires chronométrés sont focalisées sur quelques familles ciblées par la pêche. Les résultats montrent qu'il y a des différences significatives entre secteur et zones de protection. Ils vont dans le sens d'une augmentation de l'abondance relative de certaines familles telles que :

- i) Les Serranidae et Lethrinidae dans le sanctuaire, sur le platier de La Saline,
- ii) Les Serranidae, Mullidae et Lutjanidae sur les pentes externes de La Saline,
- iii) Les Carangidae dans le sanctuaire sur la pente externe de Saint-Leu.

Ces éléments sont encourageants, et même s'ils restent localisés à certains secteurs, montre que des « effets réserves ponctuels » se manifestent malgré tout et devraient être suivis.

Les groupes fonctionnels qui ont le plus augmenté entre les campagnes P0 et P2 sont les détritivores, les brouteurs et les excavateurs. Ce sont des groupes fonctionnels qui répondent aux nouvelles configurations de l'habitat, avec des communautés benthiques caractérisées par un taux de recouvrement par les gazons algaux sans cesse croissant. La dégradation de l'habitat corallien favorise l'installation d'espèces de poissons généralistes telles que ces détritivores.

3.7.5 – Relation biomasse – diversité des communautés ichthyologiques

L'examen des liens entre la biomasse totale et la richesse spécifique des communautés ichthyologiques pour différentes partitions des données issues des comptages sur les BELT transects, montre que la richesse augmente de façon 'saturante' avec la biomasse. A l'inverse, les biomasses en dessous d'environ 300 kg/ha sont associées à de fortes variations de la richesse spécifique des poissons. Cela n'est pas sans rappeler les résultats d'une étude sur le fonctionnement de l'écosystème récifal en fonction de la biomasse de poissons potentiellement exploitables (McClanahan et al. 2011). A travers une modélisation de données issues de plus de 300 recensements de l'état des récifs coralliens sur 157 sites dans l'océan Indien occidental, les auteurs ont mis en évidence **l'existence de seuils de biomasse** en deçà desquels se produisent des changements profonds dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème récifal.

En l'occurrence, **une biomasse de 300 kg/ha est très proche de plusieurs seuils de changement**, dont la richesse spécifique des poissons. Dans une nouvelle méta-analyse pour déterminer les points chauds de la biodiversité ichthyologique régionale, un niveau de biomasse exploitable **~500 kg/ha** a été identifié comme permettant le maintien de la diversité des poissons (McClanahan et al., en préparation). Ces chiffres peuvent fournir une **cible minimale de référence régionale**, qui est claire, pratique et malheureusement édifiante quant à la mauvaise situation des stocks actuels de poissons récifaux actuels à La Réunion.

En 2021, **31 des 40 stations** suivies avaient une **biomasse inférieure à 300 kg/ha**, dont 13 sur les pentes externes où la biomasse est généralement plus élevée que sur les platiers. **Ces stations sont donc fortement exposées au risque d'une dégradation progressive et continue de leur état de santé et de dysfonctionnements écologiques majeurs.** Ces premiers résultats sur les poissons vont dans le même sens que les analyses récentes sur les communautés benthiques de La Réunion (GCRMN, 2021 ; DCE, 2022).

4 Résultats - Analyse des communautés benthiques récifales

4.1 Analyses des communautés benthiques de platiers

Les platiers des récifs coralliens frangeants de l'île de La Réunion sont dominés par le compartiment algal (macroalgues et gazons algaux) avec en moyenne, 52 % à 94 % de recouvrement par station et $70,25 \pm 1,67$ % sur l'ensemble des stations (Fig. 33). Il existe une corrélation négative entre les recouvrements algaux et coralliens.

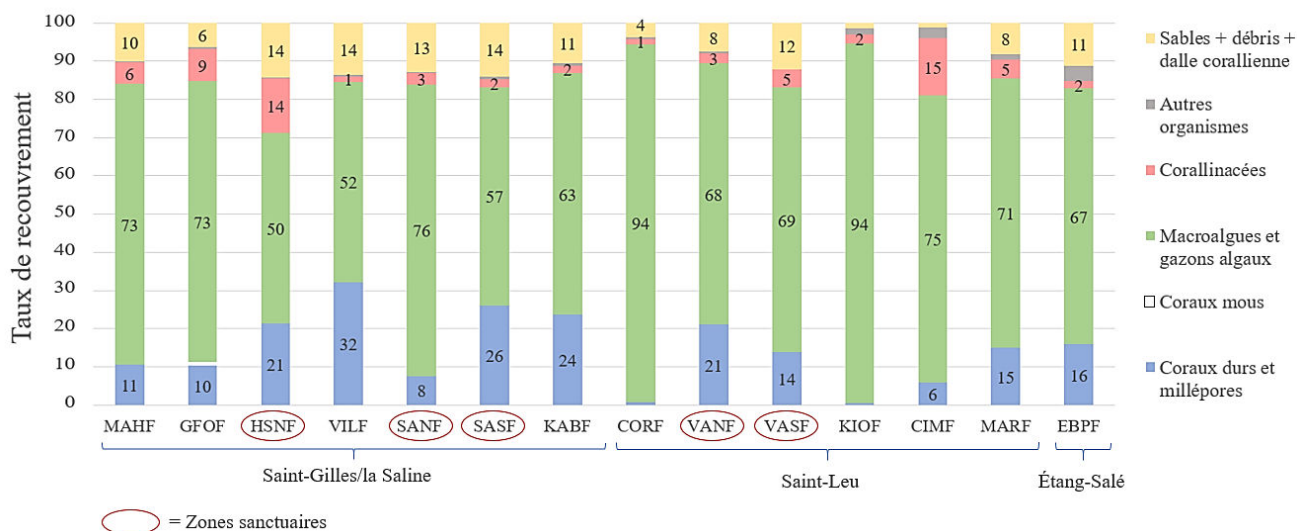


Figure 33 : Taux de recouvrement moyen (pourcentage) des différentes catégories benthiques (en bleu, coraux et millépores) pour 14 stations du platier de la RNMR au Point 2 (2021).

Sur l'ensemble des platiers des récifs de La Réunion, le recouvrement corallien moyen est de 14,63 ($\pm 1,26$ %). Le complexe récifal de La Saline présente un recouvrement moyen en coraux durs significativement supérieur à celui de Saint Leu (test de Wilcoxon, $p = 2,1e-05$). À l'inverse le recouvrement algal est significativement plus important à Saint Leu ($78,49 \pm 2,48$) qu'à La Saline ($63,66 \pm 2,05$) (test de Wilcoxon, $p = 7,3e-07$). La station Villa du lagon, située en ZPR sur le complexe de La Saline, présente le plus haut taux de recouvrement corallien moyen ($32 \pm 2,89$). La station Kiosque, située dans une zone de réglementation générale à Saint Leu, est celle présentant le plus faible recouvrement corallien ($0,4 \pm 0,06$).

Le complexe de La Saline est similaire à la station EBPF, à l'Étang-Salé, en termes de recouvrement corallien et algal (test de Wilcoxon, $p = 1$). Aucune différence significative des recouvrements en coraux durs, macroalgues et gazons algaux et en corallinacées n'est observée au sein du complexe de Saint-Gilles/La Saline, entre les zones au sein et hors sanctuaires (test de Wilcoxon, respectivement $p = 0,9852$; $p = 0,1704$ et $p = 0,2075$) (figure 34).

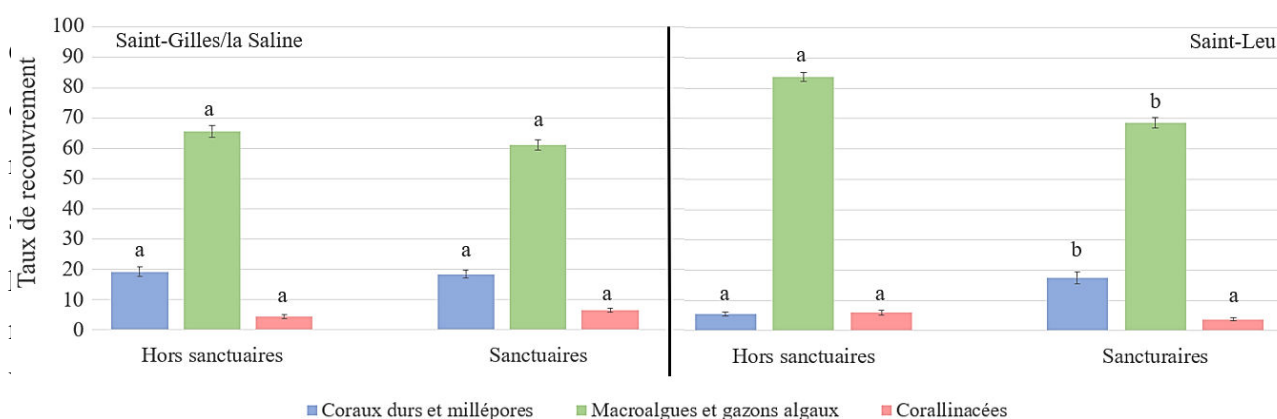


Figure 34 : Taux de recouvrement (moyenne et erreur-type en pourcentage) en coraux scléractiniaires et millépores (bleu), en macroalgues et gazons algaux (vert) et en corallinacées (rose), sur l'ensemble des stations du platier interne au Point 2 (2021), en fonction des niveaux de protection de la RNMR.

Variations spatiales des principaux genres coralliens :

Le recouvrement corallien total est hautement significatif et différent selon les stations, et ces différences sont hautement significatives (test de Kruskal-Wallis, $p = 6,897e-11$). Deux genres coralliens dominent les récifs frangeants de La Réunion (Figure 35) : *Acropora* et *Porites*. Le genre *Acropora* est hautement significatif et plus présent à Saint-Gilles/La Saline qu'à Saint Leu (test de Wilcoxon, $p = 0,00016$). Le recouvrement moyen en *Porites* est le plus important à VILF ($25,92 \% \pm 3,26$). KABF présente le taux de recouvrement en *Acropora* le plus élevé ($19,15 \% \pm 1,63$) mais des taux très faibles de recouvrement d'autres genres coralliens. À Saint Leu, le taux recouvrement en *Acropora* ne dépasse pas $1,68 \% \pm 0,28$ et celui en *Porites* atteint à peine $6,05 \% \pm 0,55$.

Les deux zones sanctuaires du complexe récifal de Saint Leu (VANF et VASF) ont un recouvrement corallien plus important que les autres stations de ce complexe. Les stations CORF et KIOF ont des taux de recouvrement coralliens très proches de 0.

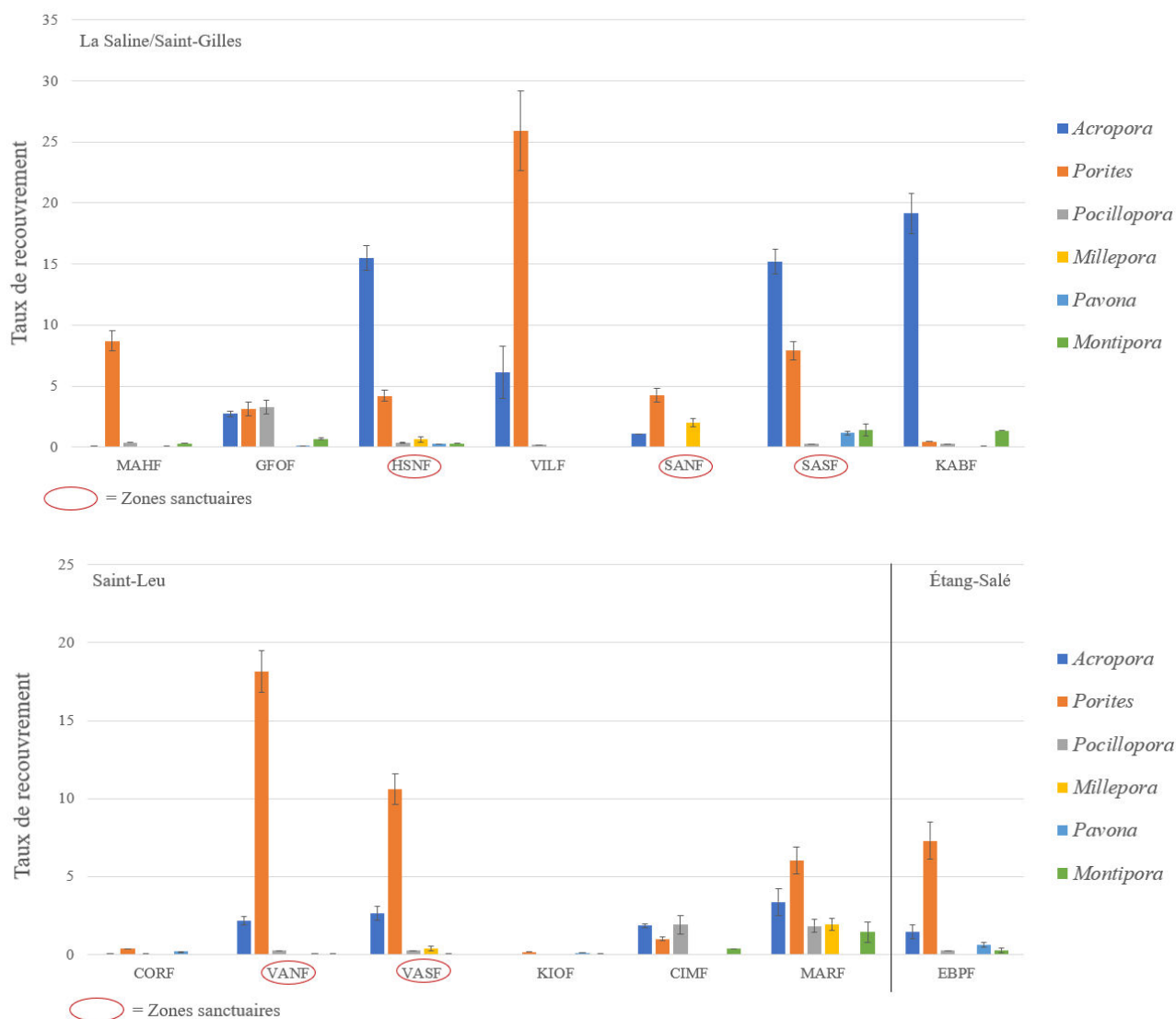


Figure 35 : Taux de recouvrement (moyen et erreur-type en pourcentage) des principaux genres de coraux (*Acropora*, *Porites*, *Montipora*, *Pocillopora*, *Pavona* et *Millepora*) au Point 2 (2021) pour 14 stations de PLATIER du complexe de Saint-Gilles/La Saline (haut) et de Saint-Leu et Étang-Salé (bas).

4.2 Évolution spatio-temporelle P0, P1, P2 des communautés de platiers

Sur l'ensemble de la période et pour l'ensemble des complexes récifaux, le taux de recouvrement moyen en gazons algaux et macroalgues augmente tandis que celui en coraux durs diminue (Figure 37) (test de Wilcoxon, $p = 0,0067$). Cinq stations sur six présentent une augmentation significative du recouvrement en turf entre P0 et P2. En parallèle, trois d'entre elles montrent une diminution significative du recouvrement en coraux et millépores. Entre P1 et P2, cinq stations sur six ne montrent pas de différence significative pour le recouvrement en assemblage algal.

A La Saline, on notera que trois stations sur quatre (VILF, SASF et KABF) maintiennent un taux de recouvrement corallien inchangé depuis le P0, ce qui est remarquable et encourageant dans le contexte global de dégradation. Une situation analogue est observée sur les 3 nouvelles stations de platier implantées à proximité du sanctuaire Nord de l'Ermitage (non représenté sur la figure 36).

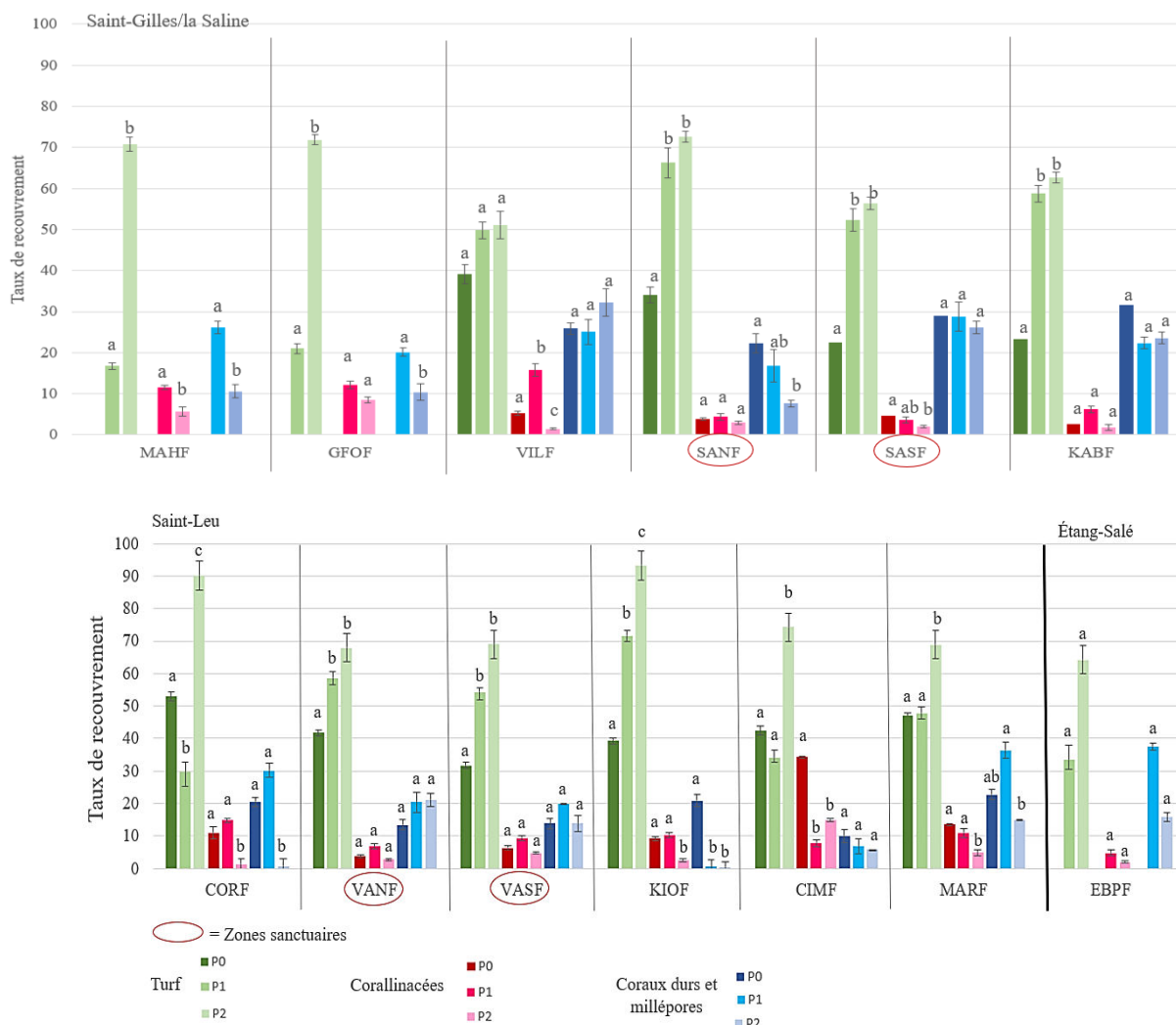


Figure 36. Taux de recouvrement (moyenne et erreur-type en pourcentage) en turf (vert), en corallinacées (rose) et en coraux Scléractiniaires et millépores (bleu), en fonction des stations du platier interne du complexe de Saint-Gilles/La Saline (haut) et des complexes récifaux de Saint Leu et Étang-Salé (bas) à différentes périodes temporelles (P0 : 2007 ; P1 : 2013-2015 ; P2 : 2021).

Le platier interne de Saint-Leu voit son recouvrement corallien diminuer de façon très significative entre P1 et P2 (test de Wilcoxon, $p = 0,00504$) tandis que son recouvrement algal augmente de manière également très significative (test de Wilcoxon, $p = 3,7e-10$). Quatre stations sur six montrent un recouvrement moyen en gazon algal significativement plus élevé au P2 par rapport au P1 (tests de Wilcoxon, p comprises entre 0,023 et 0,02). Dans le même temps, le recouvrement en coraux et millépores a très significativement diminué pour les stations CORF et MARF (test de Wilcoxon, respectivement $p = 0,00131$ et $p = 0,0022$). Un effondrement est observé sur la station de la Corne

(CORF) entre P1 et P2 (30,24% à P1 et 0,8% à P2). Les stations CIMF, CORF, KIOF et MARF ont un recouvrement moyen en corallinacées significativement inférieur au P2 par rapport au P1 (test de Wilcoxon, respectivement $p = 0,00075$; $p = 3,2e-05$; $p = 6,5e-05$ et $p = 0,00926$). Comme sur La Saline, on note que les deux stations de la zone sanctuaire de Saint-Leu (VANF et VASF), maintiennent leur taux de recouvrement en Scléactiniaires et millépores, ainsi qu'en corallinacées entre le P0, le P1 et le P2.

4.3 Évolution spatio-temporelle par niveau de protection

Dans les deux complexes, une diminution du taux de recouvrement moyen en coraux durs est observée (Figure 37). Elle s'accompagne d'une augmentation du taux de recouvrement en algues. Au niveau de Saint-Gilles/La Saline, le recouvrement en coraux et millépores diminue significativement entre P0 et P2 dans les zones sanctuaires (test de Wilcoxon, $p = 0,036$), tandis qu'il n'y pas de diminution significative de ce recouvrement dans les zones hors sanctuaires (test de Wilcoxon, $p = 0,078$). En parallèle, une augmentation significative du recouvrement en algues est observée pour la même période, et sur les deux niveaux de protection (test de Wilcoxon, respectivement, p hors sanctuaire = $8,80e-06$; p sanctuaire = $4,20e-09$). Ce recouvrement algal atteint respectivement 69,2 et 70 % dans les zones sanctuaires et hors sanctuaires, en 2021. Entre P1 et P2, seules les stations hors sanctuaire affichent une augmentation significative du recouvrement moyen en gazons algaux (test de Wilcoxon, respectivement, $p = 0,0028$).

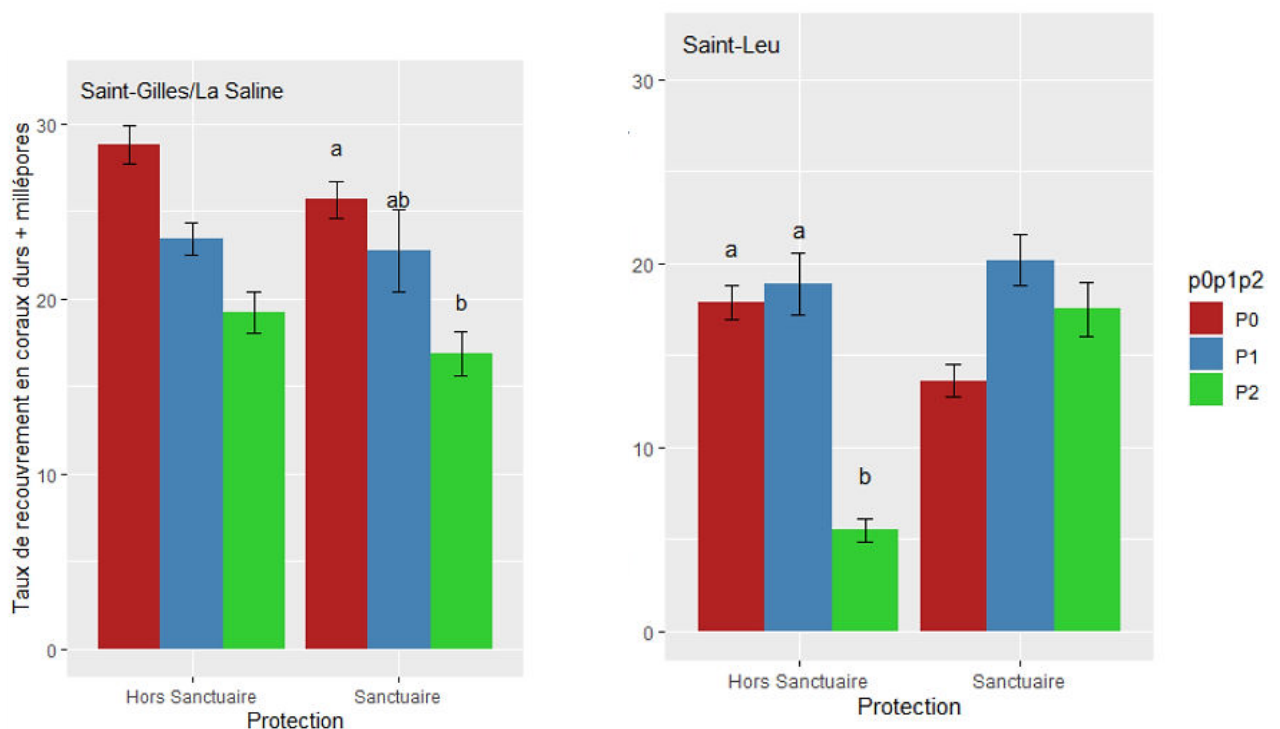


Figure 37. Taux de recouvrement moyen en coraux et millépores du platier de Saint-Gilles/La Saline (gauche) et du complexe de Saint-Leu (droite), en fonction des niveaux de protection de la RNMR, à différentes périodes (P0 : 2007 ; P1 : 2013-2015 ; P2 : 2021).

Au niveau du complexe récifal de Saint Leu, le taux de recouvrement moyen en coraux durs diminue significativement entre P1 et P2 dans les zones hors sanctuaires (test de Wilcoxon, $p = 0,027$) et ne dépasse pas 5,5 % en 2021. En parallèle une augmentation significative du recouvrement en algues (atteignant 89,3 % en 2021) dans ces zones et pour la même période est constatée (test de Wilcoxon, $p = 2,90e-09$). Les stations en zone sanctuaire de ce complexe, ne montrent pas de différence significative en termes de recouvrement en coraux, millépores et gazons algaux entre P1 et P2 (test de Wilcoxon, respectivement $p = 1$ et $p = 0,1$). Le pourcentage de recouvrement en coraux et millépores atteint 17,5 % en 2021 pour les zones sanctuaires de Saint Leu. Néanmoins, le recouvrement en gazon algal a augmenté de façon hautement significative entre P0 et P2 dans les sanctuaires (test de Wilcoxon, $p = 3,7e-07$) jusqu'à atteindre 72,5 %.

4.4 Discussion sur les communautés benthiques de platiers

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites des platiers internes de la RNMR montrent majoritairement la dégradation progressive de la santé du compartiment benthique au cours des 14 dernières années : le recouvrement moyen en coraux durs a diminué tandis que celui en gazons algaux et macroalgues a augmenté significativement.

Sur l'ensemble des platiers de la RNMR, le pourcentage de recouvrement corallien moyen en 2021 est de 14,6 %. Ce résultat concorde avec le suivi GCRMN (*Global Coral Reef Monitoring Network*) attestant d'une diminution comprise entre 25 et 35 % du recouvrement corallien depuis 1998 (Bigot et al. 2019).

La situation à La Réunion est assez similaire à celle observée au niveau mondial, où 60 % des récifs sont menacés par des stress et des perturbations cumulatives (McManus & Polsenberg 2004). D'après les données collectées par Gardner et al. (2003), le recouvrement corallien a diminué dans les Caraïbes, passant d'une moyenne de 50 % en 1977 à 10% en 2003. Burke & Selig (2002), estiment que 88% des récifs coralliens de l'Asie du Sud-Est sont menacés.

La baisse des recouvrements coralliens mise en évidence lors de l'étude du P2 est liée à une mauvaise évolution de l'état écologique des récifs coralliens de La Réunion, qui suit elle-même une cinétique assez comparable à celle observée au niveau mondial. Avec un recouvrement algal moyen de 75,2 % sur l'ensemble des platiers ouest de l'île en 2021, la situation est préoccupante et confirme les tendances observées depuis plusieurs années à La Réunion (Urbina-Baretto 2015 ; Bigot 2016 ; Bigot 2019). La corrélation négative entre le recouvrement corallien et celui des algues montre que ces dernières se développent au détriment des coraux et ont tendance à les envahir ou les remplacer (shift algal). Le passage d'une communauté benthique majoritairement corallienne à une communauté

dominée par des algues pourrait être dû à des perturbations extérieures, telles que l'arrivée d'eau douce et aux apports massifs de nutriments (Tedetti et al. 2020), à la surpêche, ou au passage de cyclones (Harmelin-Vivien 1994) qui peuvent modifier les équilibres interactifs de compétition entre ces deux assemblages (McCook et al. 2001).

Cependant malgré ce contexte défavorable, il est important de remarquer que certaines stations de platier situées notamment au niveau des zones sanctuaires de l'Ermitage, de La Saline et de Saint Leu se sont maintenues dans le temps depuis le P0 avec des recouvrements de l'ordre de 21 à 32 %. Ce signe est très encourageant et montre qu'il existe des « patch » plus coralliens sur certaines zones de platier qui présentent une certaine résilience (cf. principe de « zone source »). Il conviendra de les surveiller attentivement lors des prochains suivis.

Certaines stations du complexe récifal de Saint-Gilles Nord et de Saint Leu présentent une même tendance préoccupante : Maharani, Grand Fond, Marine et La Corne ont un recouvrement corallien moyen qui diminue entre P1 et P2. Les résultats montrent une diminution significative du taux de recouvrement corallien à Saint Leu entre P1 et P2. Cependant des études caractérisent ce complexe de platier récifal comme ayant une forte résilience et un rétablissement rapide après des perturbations notamment les cyclones (Firinga en 1989 et Dina 2002) (Naim 2000, Scopélitis et al. 2009). Il est donc important de comprendre pourquoi le complexe de Saint Leu s'est dégradé aussi vite. En effet, la station Kiosques s'était considérablement dégradée entre 2008 et 2014 (Urbina-Baretto 2015, Bigot et al. 2016), et aucun rétablissement n'a été observé jusqu'à aujourd'hui. Il en est de même de la couverture corallienne de La Corne qui s'est effondrée entre 2014 et 2021. D'après le rapport du GCRMN, le recouvrement corallien à la station La Corne diminue depuis 2014 (30,2 %) jusqu'à atteindre environ 5 % en avril 2020 (Bigot 2019) et 0,80 % en 2021. Durant l'année 2018, deux cyclones ont amené de fortes pluies sur l'île de La Réunion (Berguitta le 18 janvier et Fakir le 24 avril). Les précipitations ont entraîné un lessivage accru des sols emportant des déchets verts, des nitrates et des coulées de boue qui ont envahies le complexe récifal de Saint Leu (Cauvin 2018, Guilloux 2018). Ces apports s'ajoutent aux intrants d'eaux douces chargées en éléments polluants des bassins versants vers les récifs, ce qui est défavorable au maintien des coraux.

Ce déclin pourrait être expliqué par l'événement de la coulée de boue survenu en 2018. En effet, un tel événement était responsable de l'effondrement du recouvrement corallien à la station Kiosques en 2012 (Urbina-Baretto 2015, Bigot et al. 2016).

Les résultats montrent une forte dominance des deux genres coralliens, *Acropora* et *Porites*, au détriment de nombreux autres genres. Une homogénéisation dans l'assemblage des coraux est donc mise en évidence, et les taxons les plus résistants (et/ou plus résilients) aux perturbations environnementales dominant. Le genre *Acropora* est significativement plus abondant sur le platier de

Saint-Gilles/La Saline que sur ceux de Saint Leu et de l'Étang-Salé. Les coraux branchus (tels que les *Acropora*) se développent très bien dans les environnements peu profonds, à forte luminosité et à faible hydrodynamisme (Toth et al. 2014). De plus, ils sont très sensibles aux herbicides (Negri et al 2011) pouvant être charriés par les bassins versants ou lors des épisodes de coulées de boue décrits précédemment. Du fait de leur structure tridimensionnelle complexe, ces coraux abritent de nombreuses espèces associées. Le recouvrement en *Acropora* est connu pour être un indicateur de qualité du milieu récifal (Toth et al 2014). La plus forte abondance de ce genre à Saint-Gilles/La Saline pourrait indiquer que les platiers y sont en assez bonne santé.

Le complexe récifal de Saint Leu présente un recouvrement moyen en *Porites*, plus élevé que celui de Saint-Gilles/La Saline. D'après Bigot et al. (2016) et Urbina-Baretto (2015), entre 2007 et 2015, le taux de recouvrement en *Acropora* a diminué. Cette tendance persiste entre 2015 et 2021, avec un recouvrement moyen en *Acropora* de $1,7 \% \pm 0,3$, contre un recouvrement moyen en *Porites* de $6 \% \pm 0,5$ %. Le genre *Porites* supporte mieux l'hydrodynamisme et la sédimentation que les autres genres coralliens (Darling et al. 2012). Il pourrait donc être favorisé au sein de ce complexe.

De manière générale, le recouvrement en algues calcaires encroûtantes est inférieur à celui en gazons algaux et macroalgues. Lors du P1, une augmentation significative de l'abondance en algues calcaires encroûtantes avait été observée sur certaines stations ce qui n'est pas le cas lors du P2. Les taux de recouvrement en algues corallinacées diminuent de façon significative au niveau de 7 stations mais reste stable dans trois stations de sanctuaire comme pour le recouvrement corallien. Ceci constitue un résultat encourageant qui montre la résilience de certaine zone de platier.

La diminution des algues calcaires encroûtantes, entre 2007 et 2021, reflète une détérioration de ces deux récifs de Saint-Leu. Les algues corallinacées sont un élément important des récifs en bonne santé (Morse et al. 1988, Sandin et al. 2008, Vermeij et al. 2011). Tout d'abord, elles participent à la stabilisation du substrat lors de leur croissance sur les débris corallien (Vermeij et al. 2011, Gomez-Lemos & Diaz-Pulido 2017). Elles peuvent également jouer un rôle important dans la structuration des assemblages durant les premiers stades de vie des coraux et des macroalgues. La sédentarisation et la métamorphose de certaines larves coralliennes est induite par des signaux chimiques (Morse et al. 1988, Heyward & Negri 1999, Negri et al. 2011) émis par les algues corallinacées, avec un degré plus ou moins fort selon les espèces (Morse et al. 1988) ou par des bactéries associées à ces algues calcaires encroûtantes (Negri et al. 2001). Il a aussi été prouvé que les larves d'*Acropora* et de *Porites* se sédentarisent préférentiellement sur un substrat de couleur rouge/orange, correspondant à celle des algues corallinacées (Mason et al. 2011). Elles constituent ainsi un substrat adapté pour la sédentarisation des larves de coraux. Leur diminution peut donc avoir un impact sur le recrutement corallien, et donc sur la structuration des récifs. Vermeij et al. (2011) ont démontré que les algues

corallinacées étaient capables de réduire la croissance et le recrutement de certaines algues vertes (*Ulva*), favorisant ainsi le développement corallien par la réduction de la compétition spatiale algues-coraux. La présence d'algues calcaires encroûtantes impacte positivement le taux de survie des juvéniles de coraux (cf. sédentarisation) et limite la croissance et le recrutement des macroalgues et des gazons algaux (Morse et al. 1988, Vermeij et al. 2011, Gomez-Lemos & Diaz-Pulido 2017). Lorsqu'un récif souffre de perturbations humaines telles que la surpêche, la pollution, ou l'augmentation de la sédimentation, les algues molles peuvent devenir dominantes (Hughes et al. 2007, Norström et al. 2009) tandis que l'abondance en algues calcaires encroûtantes diminue (Vermeij et al. 2011, Bigot et al. 2019). Leur déclin risque donc d'impacter négativement les coraux notamment durant les premiers stades de vie.

La dégradation des récifs coralliens est souvent associée à des changements dans la structure des communautés coralliennes. Les algues (macroalgues et gazons algaux) deviennent alors la forme de vie benthique dominante (McManus & Polsenberg 2004, Norström et al. 2009, Barott et al. 2012). Lorsque la résilience est érodée, un changement d'état est possible et les rétablissements peuvent être difficiles à observer. Ces changements d'état sont souvent associés aux blanchissements coralliens, et aux dommages récurrents causés par les tempêtes (Harmelin-Vivien 1994, Bellwood et al. 2004). Ils peuvent également être associés à une abondance réduite en herbivores (Hughes et al. 2007) et à une eutrophisation d'origine anthropique (Naim 1993, Tedetti et al. 2020). D'après Hughes et al. (2007), l'exclusion artificielle des grands poissons herbivores a provoqué une explosion de la croissance des macroalgues, diminuant la fécondité, le recrutement et la survie des coraux. Il sera donc important de prendre connaissance des résultats d'analyses sur les communautés ichthyologiques (Audineau 2021) afin de corroborer ou non cette hypothèse.

Le recouvrement algal (gazons algaux et macroalgues) ne cesse d'augmenter entre P0, P1 et P2, quel que soit le complexe récifal concerné. Onze stations sur les 14 étudiées au P2, affichent une augmentation significative du pourcentage de recouvrement algal entre P0 et P2, atteignant alors 70,2 % tandis qu'il ne dépassait pas 56,6 % lors du P1. Le rapport GCRMN atteste d'une augmentation comprise entre 20 et 40-50 % pour cette catégorie benthique depuis 1998 (Hughes et al. 2007, Bigot et al. 2019).

Contrairement aux coraux, pour lesquels les hausses de la température sont nocives (cf. blanchissement) (Hoegh-Guldberg 1999, Goreau et al. 2000, Baker et al. 2008, Ainsworth et al. 2016), les températures élevées ne diminuent pas le taux de croissance et n'affectent pas la reproduction des assemblages algaux (Johnson et al. 2017, Dijkstra et al. 2019). Sur certaines stations, un sévère changement de la structure des communautés benthiques a eu lieu entre P1 et P2 (exemple de La Corne, Saint Leu). Cette évolution montrant une tendance à l'augmentation du recouvrement

algal avait déjà été mise en évidence en 2013-2015 (Kiosques, Saint Leu) (Urbina-Baretto 2015, Bigot et al. 2016). Au P1, le complexe de Saint Leu était recouvert en moyenne de 59,4 % d'algues et de 19 % de coraux et millépores. Avec une moyenne de 83,7 % de recouvrement algal et 9,5 % de recouvrement corallien relevé lors du P2, l'hypothèse de changement d'état se confirme clairement sur le complexe de Saint Leu. L'augmentation du recouvrement algal pourrait être expliquée par les apports terrigènes des bassins versants ainsi que la coulée de boue de 2018 décrite ci-dessus. Une augmentation des nutriments est constatée dans les zones limitrophes aux bassins versants, due en particulier aux eaux usées et à l'agriculture (nitrate, phosphate ou encore matière organique) (Viel et al. 2014). D'après Adam et al. 2021, dans un bon nombre de zones limitrophes aux bassins versants où les apports en azote sont élevés (cas de Moorea, Polynésie), le recouvrement corallien a diminué et le recouvrement en macroalgues a augmenté malgré un assemblage d'herbivores abondant et diversifié. Les coraux se développant dans un milieu oligotrophe, cet enrichissement représenterait un désavantage pour eux et un avantage pour les algues (Bouchon et al. 2006). L'augmentation du taux de recouvrement moyen en algues peut laisser présager un déficit en herbivores.

Ces résultats soulignent l'importance de la gestion des bassins versants pour réduire les apports en nutriments et autres polluants terrestres vers les écosystèmes coralliens. De plus, le recouvrement algal est corrélé positivement aux concentrations en nutriments notamment les nitrates, nitrites et ammonium (Chazottes et al. 2002).

Effet réserve :

Au cours de ces 6 dernières années, la dynamique temporelle du recouvrement corallien ne semble pas s'améliorer quel que soit le niveau de protection. Une diminution du recouvrement corallien et une augmentation du recouvrement en algues, entre P1 et P2 sont observées. Une synthèse de plusieurs études sur l'effet des réserves marines a été faite (Lester et al. 2009). D'après cette synthèse, en moyenne, les réserves montrent un effet positif avec une augmentation du nombre, de la taille et de la biomasse des poissons. Cependant, peu d'études analysent l'habitat comme c'est le cas dans celle-ci. D'après Mumby et al. (2007), une augmentation des herbivores aurait une action positive sur le recrutement corallien dans les réserves marines. En effet, une corrélation fortement négative entre la pêche et le recouvrement en macroalgues a été démontrée dans le système récifal des Bahamas ; l'interdiction de la pêche, entraînant une multiplication par 2 de la densité des recrues coralliennes. En outre, cela faciliterait la récupération des coraux à la suite de fortes perturbations. De la même façon, une amélioration du taux de recrutement corallien à l'intérieur d'une réserve à la suite d'une perturbation majeure a été démontrée par Mumby & Harborne (2010). Néanmoins, les effets des réserves varient selon le groupe taxonomique concerné, et toutes les espèces ne répondent pas de la même manière à la mise en zone de protection (Toth et al. 2014). Les caractéristiques des réserves (taille, durée, localisation...) pourraient expliquer ces différences de réponses. À titre d'exemple,

dans les Florida Keys, où le recouvrement corallien initial était faible, aucune différence significative n'a été montrée en termes de recouvrement corallien et de recouvrement en macroalgues entre la réserve et la zone avec prélèvement après 14 ans (Toth et al. 2014).

Dans les Caraïbes mexicaines, 48 sites répartis dans 7 AMP et dans des zones non protégées à proximité de ces AMP ont été étudiés. Les résultats ont montré que l'activité humaine locale limiterait l'efficacité de la protection allant même jusqu'à réduire le recouvrement corallien dans ces AMP (Suchley & Alvarez-Filip 2018).

À La Réunion, les zones choisies comme sanctuaires lors de la mise en place de la RNMR en 2007 présentaient un état initial variable selon les secteurs, et n'étaient pas toujours les plus préservées de l'île. La Réunion a subi de nombreux événements perturbant les communautés coralliennes depuis les années 1980. On citera le cyclone Hyacinthe en 1980, Firinga en 1989, Dina en 2002, Galifo en 2004, Gamède en 2007, Bejisa en 2014, Fakir en 2018 et les coulées de boue de 2012 et 2018 associées à des fortes pluies. Il est reconnu qu'une perturbation majeure et sévère comme le passage d'un cyclone, un blanchissement massif ou une invasion d'*Acanthaster*, réduit fortement le recouvrement corallien. D'après Salvat et al. (2008), une colonie corallienne met environ 12 ans à se rétablir d'une perturbation, si aucune nouvelle perturbation supplémentaire ne survient.

Les particularités des écosystèmes récifaux de La Réunion, qui sont soumis à une forte urbanisation et à des aléas climatiques répétés, imposent un défi dans la gestion et la compréhension des communautés benthiques. La dynamique interactive coraux-algues est un aspect fondamental sur lequel les gestionnaires doivent se pencher car un déséquilibre de cette dynamique compétitive serait un mécanisme potentiel à l'origine des changements d'états depuis un système dominé par les coraux à un système dominé par les algues (Williams et al. 2013, Adam et al 2021).

Les dernières analyses montrent que sur les secteurs de « sanctuaires platiers », les communautés benthiques sont en meilleur état de santé sur l'Ermitage, La Saline et sur St Leu et se sont malgré tout maintenues dans le temps. Ceci est un signe très encourageant qui montre une certaine résilience de petites zones au sein des platiers. Sur de nombreuses autres stations, la situation est plus contrastée en terme d'évolution temporelle, et très difficilement interprétable en terme quantitatif et qualitatif (cf. évolution en « dents de scies ») du fait de l'action synergique des événements naturels, anthropiques et des effets du changement climatique. Ce type d'évolution, qui caractérise les platiers des secteurs de St Gilles à St Leu depuis plus de 20 ans, est toujours la même à l'heure actuelle. L'absence d'événements climatiques majeurs (cyclone, bleaching events, ...) depuis les cinq dernières années a permis de « maintenir » l'état actuel très relatif des communautés benthiques de platier.

4.5 La richesse spécifique (PA) des zones de platiers

4.5.1 État de la biodiversité corallienne en 2021

Sur les 4 secteurs étudiés, **83 espèces** ont été recensées en 2021, avec une forte hétérogénéité de situation selon les secteurs géographiques concernés. La zone la plus riche est située sur les platiers de St Gilles Nord (stations de Maharani et de Grand Fond) avec 41 et 33 espèces observées respectivement, suivie par le secteur de l'Hermitage (stations GH10 et GR 09) avec 38 et 39 espèces respectivement. Le secteur d'Étang Salé présente une situation intermédiaire (34 espèces). Les secteurs les moins riches sont observés sur St Leu et sur Villas du Lagon (La Saline) avec une richesse moyenne de l'ordre de 19 espèces recensées. La zone la plus pauvre est située sur La Corne Nord du récif de St Leu ville, qui a été fortement impactée par des coulées de boues il y a plus de 3 ans et qui ne semble pas avoir « récupéré » depuis lors.

Une première approche de la diversité théorique maximale (fig. 38) montre un bon ratio entre la richesse observée ($S_{obs} = 83$) et la richesse théorique ($S_{max} = 91$). Ceci confirme l'efficacité de l'échantillonnage effectué en 2021 sur les 17 stations de platiers de la RNMR.

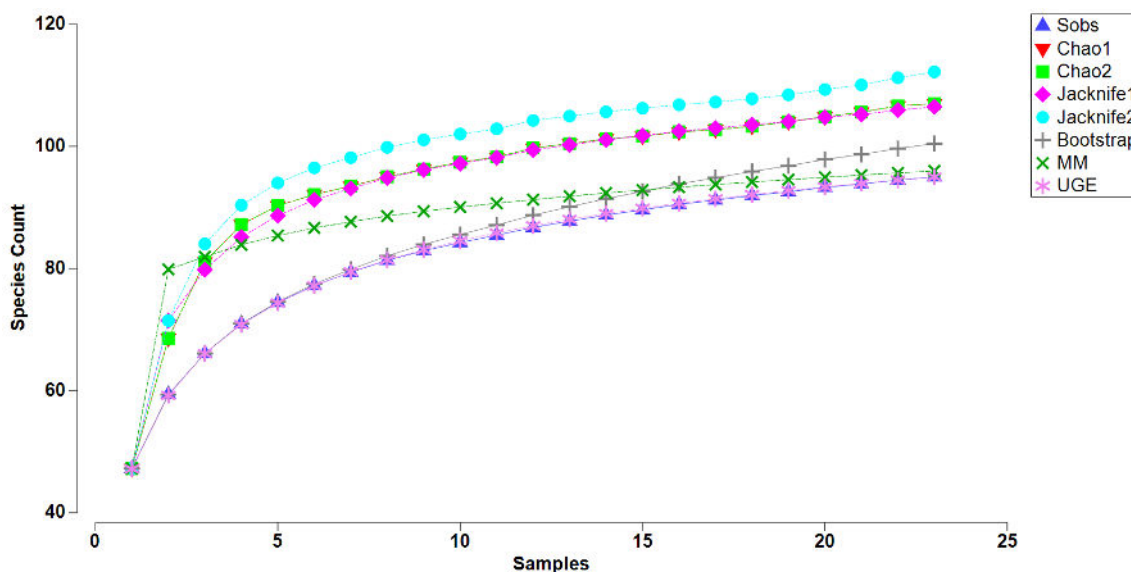


Figure 38 : Analyse de la richesse spécifique théorique (indices) sur les communautés coralliennes de platier en 2021 ($n = 17$).

L'analyse de la structure globale des communautés montre une structure différente selon les secteurs géographiques (Figure 40 ; Anosim $R = 0,563$; $p = 0,1 \%$), notamment avec une nette opposition entre les communautés observées sur La Saline par rapport à celles de Saint Leu et des autres stations. Cette différence est due à la présence de communautés dominées par des Acropores (*A. digitifera*, *A. gemmifera*, *A. muricata*), des Millépores, des Montipores (*M. circumvalata*) sur le secteur de La Saline (Figure 40), et à des communautés dominées par *Acropora abrotanoides*, *A. robusta*, *Leptoria phrygia* et des Porites (*Porites lutea*, *P. rus*) sur le secteur de Saint-Leu.

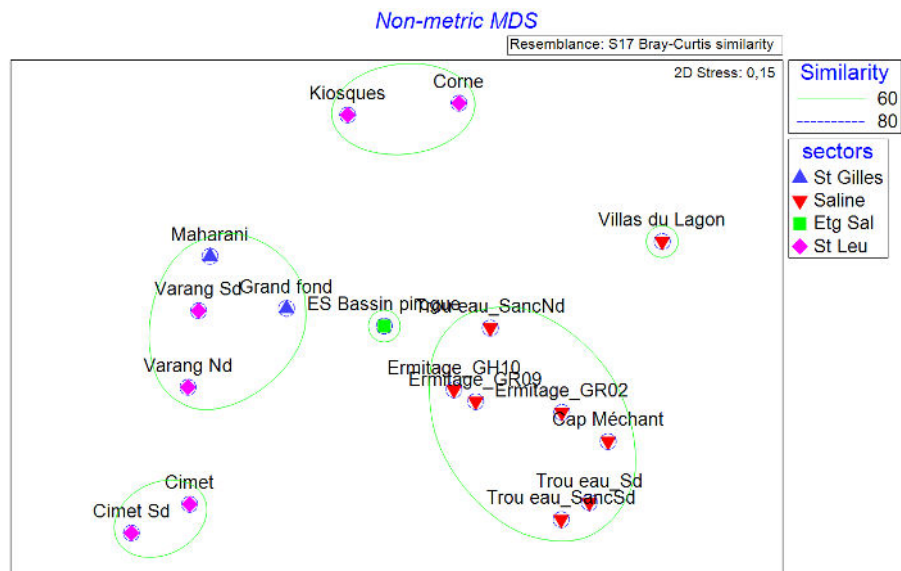


Figure 39. *Structure spatiale des communautés coralliennes de platier récifal (nMDS) en 2021*

En revanche, l'analyse sur un potentiel « effet réserve » en zone de platier en 2021, montre qu'il n'y a pas de différence entre les stations situées en ZPR et celles en Sanctuaire ou en ZPG (Anosim $R = -0,148$, $P = 98,4\%$).

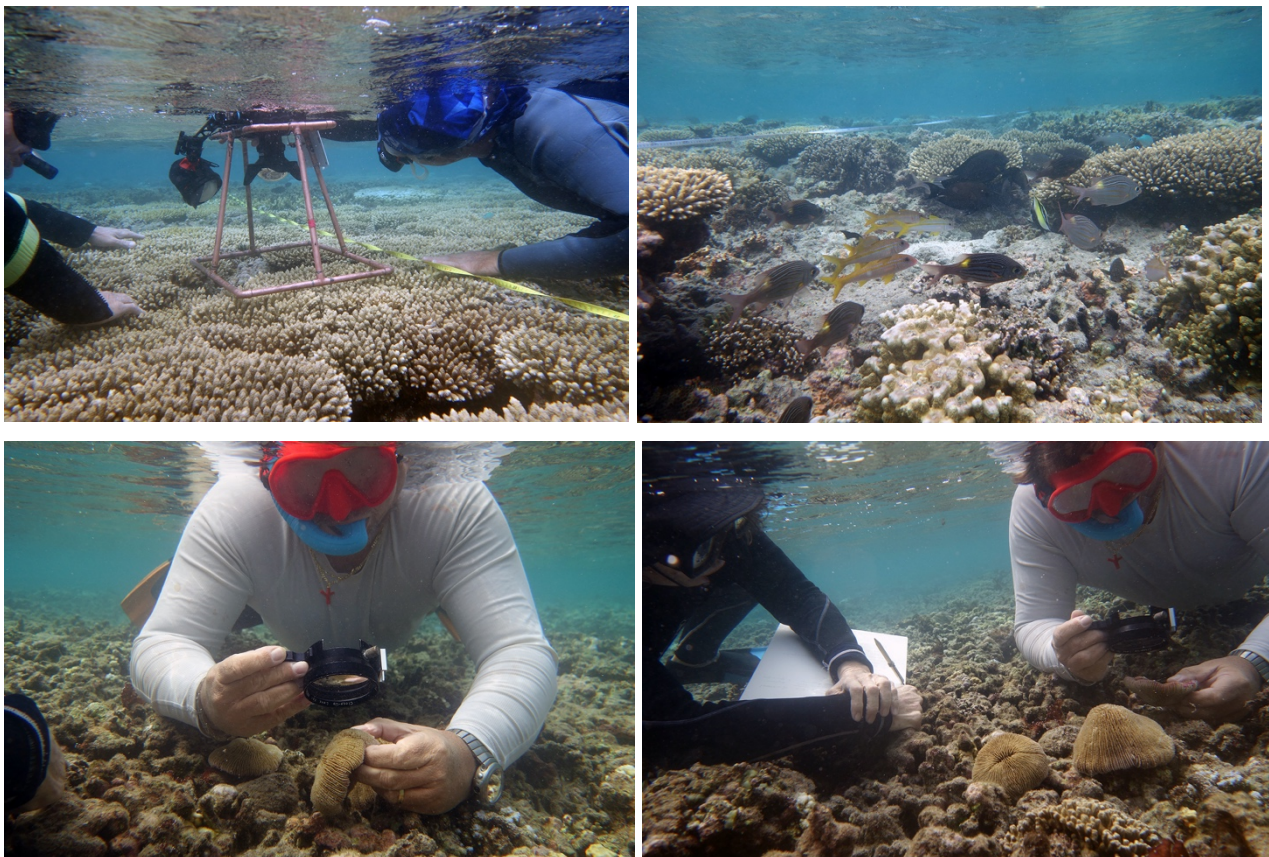


Figure 40. *Acquisition des données photo-quadrats et des données de richesse spécifique sur le platier récifal de La Saline en 2021.*

4.5.1 Évolution de la biodiversité corallienne des platiers sur 14 ans

Au cours des 14 dernières années, **101 espèces de coraux** ont été observées sur les stations de platiers. Peu de variations du nombre global d'espèces ont été mesurées au cours des 14 dernières années (83 espèces en 2009-2010 ; 76/77 espèces en 2013-2015 ; 83 espèces en 2021), mais en revanche on note de fortes variations du nombre d'espèces en fonction des stations et des complexes étudiés (Tab 5).

Tableau 5. Évolution spatio-temporelle de la richesse spécifique des coraux sur les platiers de La RNMR (n=6 sur St Gilles / La Saline ; n= 6 sur St Leu)

STGilles / SALINE	Marahani		Grand fond		Villas du Lagon			Sanctuaire SUD			Sanctuaire NORD			Kabanon		
Années	2015	2021	2015	2021	2009	2013	2021	2009	2013	2021	2009	2013	2021	2009	2013	2021
Statut	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	S	S	S	S	S	S	ZPR	ZPR	ZPR
Rich spécifique (S)	37	39	39	43	50	29	19	23	26	29	25	28	28	23	30	33
Biodiversité (en %) (perte / gain)		5,4		10,2		-42,0	-62,0		13,0	26,0		12,0	12,0		30,0	35,5

ST LEU	Corne St Leu		Varang Nord			Varang Sud			Kiosques			Cimetière		Marine		
Années	2015	2021	2010	2013	2021	2010	2013	2021	2010	2013	2021	2013	2021	2010	2013	2021
Statut	ZPR	ZPR	S	S	S	S	S	S	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR
Rich spécifique (S)	28	19	55	43	31	57	41	34	57	18	21	20	21	47	23	21
Biodiversité (en %) (perte / gain)		-32,0		-21,8	-43,6		-28,1	-40,3		-68,4	-63,1		5,0		-51,0	-55,3

Les principales évolutions observées sont les suivantes :

- 1- Le secteur de St Gilles Nord présente une grande stabilité de sa biodiversité, qui a même très légèrement augmenté au cours des 6 dernières années,
- 2- Sur La Saline, seule la station de Villas du Lagon a vu une chute importante de sa richesse spécifique (-62 %) entre P1et P2. Les autres stations présentent un maintien ou une légère amélioration du niveau de richesse corallienne, notamment les stations de sanctuaire de La Saline (Sud et Nord), ce qui est encourageant et corrobore les résultats obtenus sur le recouvrement corallien.
- 3- Sur le secteur de St Leu, on observe globalement une nette régression de la richesse spécifique au cours du temps, avec des pertes de diversité allant de 21 à 60 % par station. Seule la station de Cimetière s'est maintenue au cours des 6 dernières années, bien qu'il soit probable que la tendance globale sur 14 ans soit la même que sur Marine (cf. perte > à 55 %).
- 4- Il n'y a pas « d'effet réserve » (cf. ZPR / Sanctuaires) observable sur les différents secteurs géographiques de platiers de la RNMR, qui restent tous affectés directement par les perturbations issues des bassins versants (rejets directs et chroniques) et sont soumis de manière synergique aux effets du changement climatique (cf. événements de blanchissement récurrents). Néanmoins le Sanctuaire sud de la Saline et la zone adjacente (Kabanon) se

maintiennent dans le temps, ce qui est un signe encourageant et confirme la forte résilience de petites zones à l'intérieur des platiers (cf. principe de « zones sources »).

Cette analyse montre la très forte incidence des sources de perturbation directe sur St Leu (coulées de boues, blanchissements récurrents) qui ont affectés les platiers au cours du temps. De manière assez surprenante, les secteurs de platiers de La Saline semblent avoir mieux « résisté » aux effets des perturbations directes issues des bassins versants adjacents, contrairement aux zones de pentes externes qui ont été quant à elles plus sensibles aux apports directs et aux résurgences sous-marines véhiculant de surcroît des polluants divers (cf. § 4.4).

4.6 Les communautés de pentes externes récifales

4.6.1 Structure des communautés benthiques en 2021

Les communautés benthiques des différents secteurs sont majoritairement composées d'algues avec un recouvrement moyen compris entre 27,3 % et 94,7 % (figure 41). Le recouvrement corallien varie significativement entre tous les secteurs. L'Étang-Salé ayant le plus petit recouvrement corallien moyen (9,1 % $\pm$ 0,8) suivi de La Saline (11,8 % $\pm$ 0,7), Saint-Gilles (16,7 % $\pm$ 3,3) et enfin Saint Leu (22,9 % $\pm$ 1,3). La station possédant le recouvrement corallien le plus élevé se trouve à Saint-Gilles Nord : le Cap La Houssaye (HOUS) avec un recouvrement moyen de 38,7 % $\pm$ 4,4.

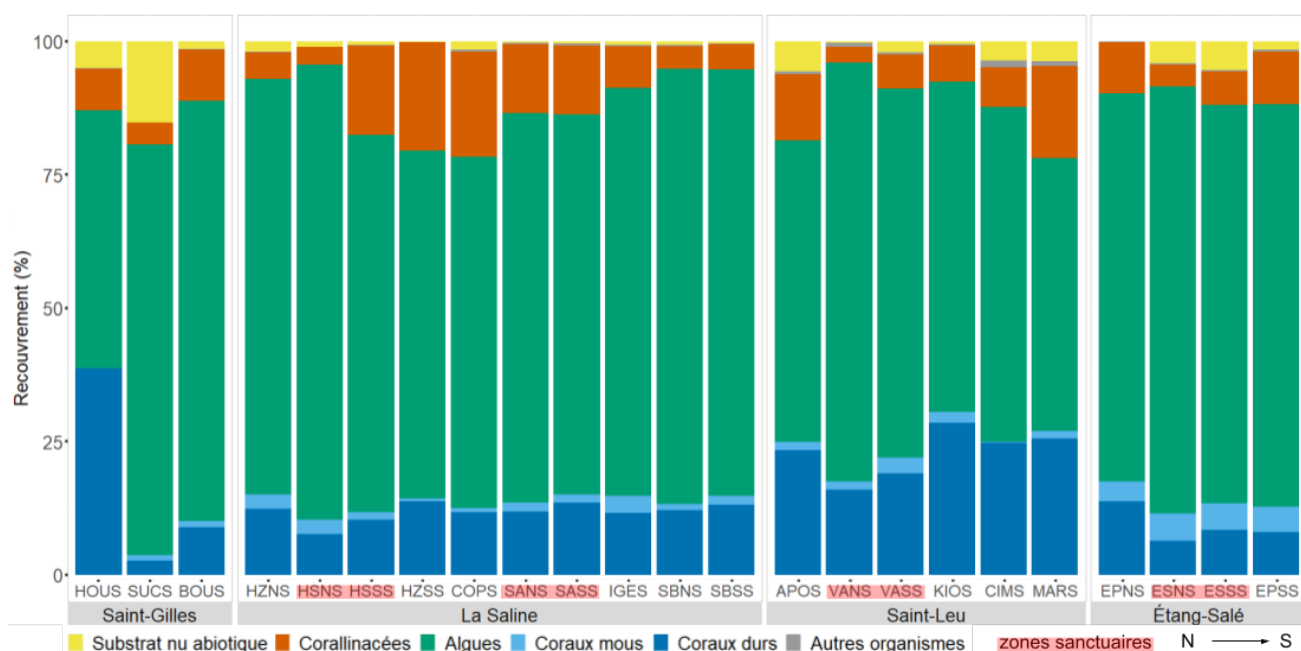


Figure 41. Recouvrement moyen des différentes catégories benthiques par station et secteur récifal de pentes externes en 2021 (Substrat nu abiotique, Autres organismes, Corallinacées, Algues, Coraux mous, Coraux durs et Millépores). Les noms des stations situées en sanctuaire sont surlignés en rouge.

L'analyse de la structure quantitative des communautés benthique montre que les secteurs de La Saline et l'Étang-Salé sont assez similaires, et que les communautés du Cap La Houssaye (HOUS) se distinguent des autres sites par sa richesse exceptionnelle ($S = 73$). Les communautés de Saint Leu se distinguent des autres secteurs par leur composition particulière avec une dominance nette des *Porites* (Figure 42). L'analyse de la richesse spécifique des communautés de coraux durs, se basant sur les données d'occurrence confirme que les complexes ont des compositions différentes.

Les cinq genres les plus représentés dans les communautés coralliennes de pentes externes (2021) sont : *Pocillopora* (entre 10 % $\pm$ 3,8 et 73,6 % $\pm$ 4,4), *Porites* (entre 2 % $\pm$ 0,9 et 48,4 % $\pm$ 9,2), *Astreopora* (entre 0,67 % $\pm$ 0,6 et 36 % $\pm$ 6,8), *Goniopora* (52,8 % $\pm$ 8,6) et *Acropora* (19,2 % $\pm$ 6) (Figure 42). L'effet secteur a un effet sur le recouvrement en *Acropora*, *Astreopora*, *Porites* et

Goniopora. Le recouvrement en *Pocillopora* ne présente pas de différences significatives entre les secteurs, ce genre étant présent à toutes les stations.

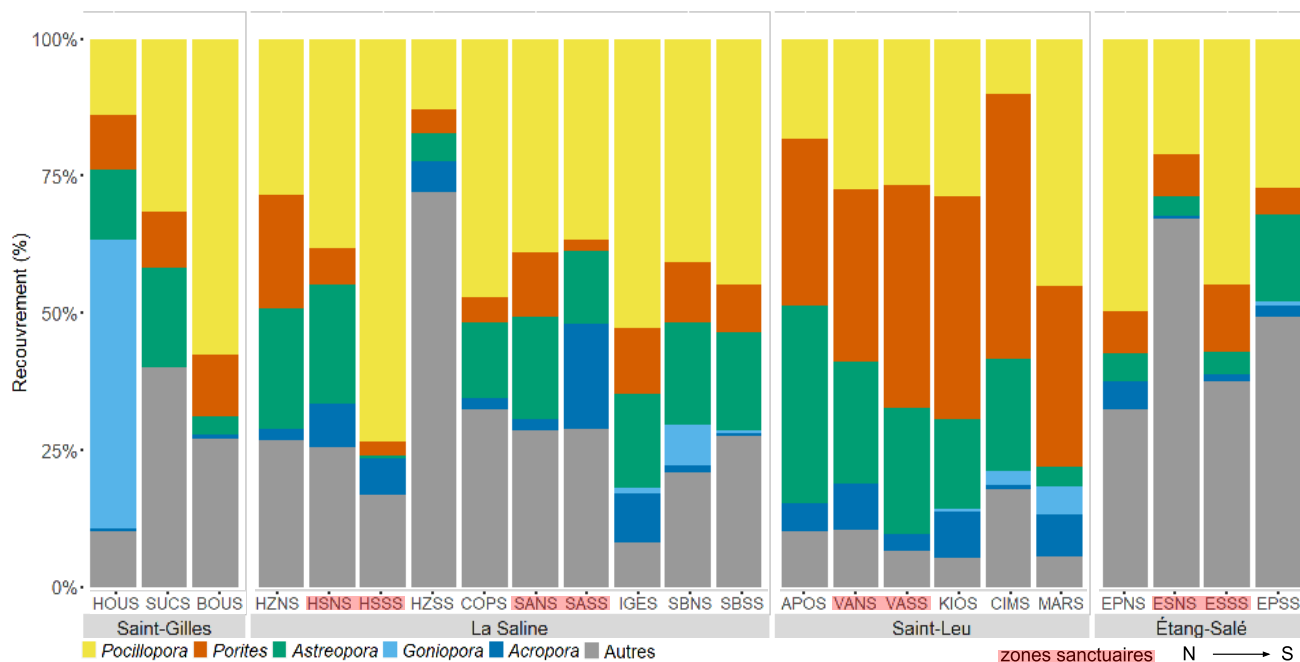


Figure 42. Recouvrement moyen des cinq genres de coraux durs dominants par station et secteur de pentes externes en 2021 (*Acropora*, *Astreopora*, *Goniopora*, *Pocillopora*, *Porites*). Les stations de sanctuaire sont surlignées en rouge.

Le recouvrement en *Acropora* est significativement plus élevé à Saint Leu et La Saline qu'à l'Étang-Salé, et nettement moins élevé à Saint-Gilles Nord que dans les autres secteurs (Figure 43).

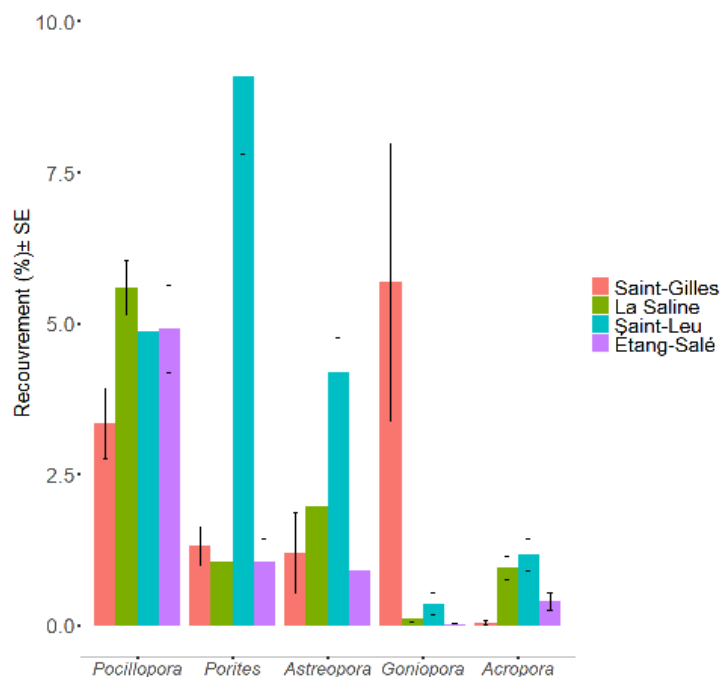


Figure 43. Recouvrement corallien (moyenne $\pm$ erreur standard) en fonction des cinq genres dominants pour les quatre secteurs récifaux étudiés.

Le genre *Astreopora* est significativement plus présent à Saint Leu que partout ailleurs, suivi par La Saline, Saint-Gilles puis l'Étang-Salé. Les *Porites* sont significativement plus abondants à Saint Leu, que dans les autres secteurs. Les *Goniopora* sont significativement plus présents à Saint-Gilles Nord que dans les autres secteurs.

4.6.2 Effet des niveaux de protection de la RNMR sur les communautés benthiques

Le secteur récifal et le niveau de protection ont tous deux un effet sur le recouvrement corallien de l'ensemble des taxons confondus (PermANOVA ; p complexe $< 2 \cdot 10^{-16}$; p protection = $8,4 \cdot 10^{-3}$). Les zones sanctuaires de Saint Leu et l'Étang-Salé présentent des recouvrements coralliens significativement inférieurs aux recouvrements coralliens retrouvés en dehors (Test de Student par permutation ; p (Étang-Salé) = 0,037 ; p (Saint Leu) = 0,0013). Aucune différence significative de recouvrement corallien n'a été relevée entre les zones sanctuaires et hors sanctuaires sur le secteur de La Saline (Test de Student par permutation ; p = 0,71).

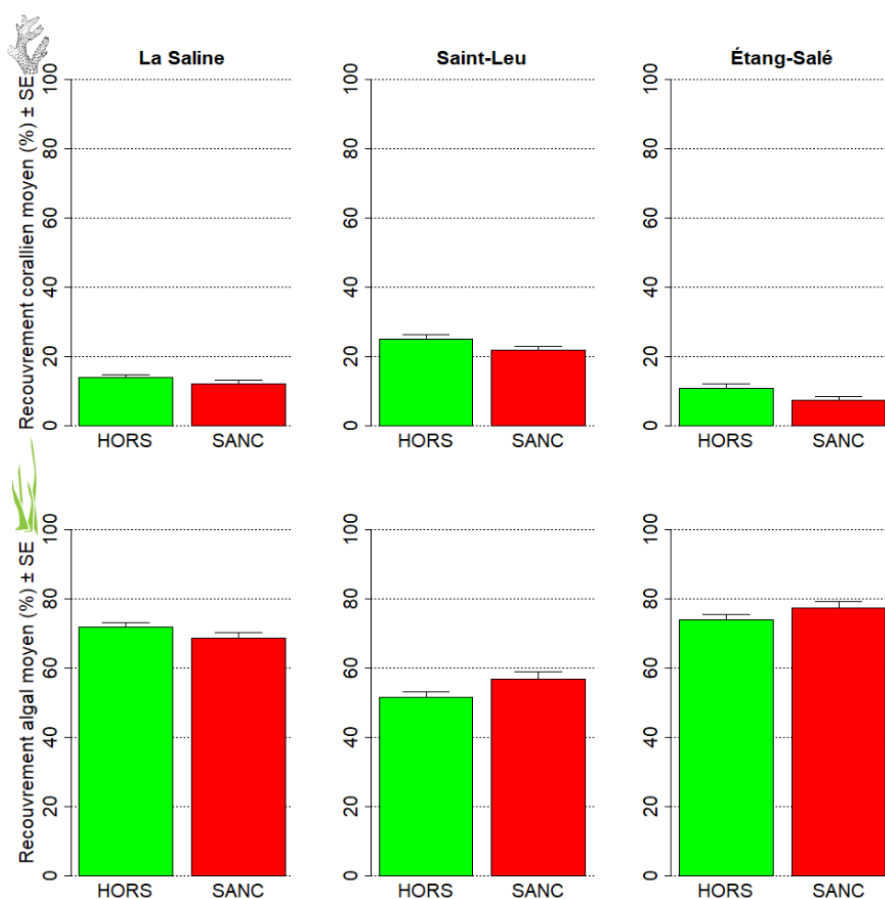


Figure 44. Recouvrement corallien 2021 (en haut) et assemblage algal (en bas) (moyenne $\pm$ erreur standard) en fonction du niveau de protection. SANC : zones sanctuaires en rouge. HORS : zones hors sanctuaire en vert. Le secteur de Saint-Gilles Nord ne présentant pas de zone sanctuaire, il n'est pas représenté.

Le secteur récifal, la protection et l'interaction entre complexe récifal et niveau de protection ont tous un effet sur le recouvrement algal (PermANOVA ; p complexe $< 2*10^{-16}$; p protection $< 2*10^{-16}$; p interaction $< 2*10^{-16}$). Le sanctuaire de Saint-Leu présente un recouvrement algal significativement plus important que la zone hors sanctuaire (Test de Student par permutation ; $p = 2*10^{-5}$). Le complexe de Saint-Gilles Nord n'est pas étudié ici car ne contenant aucune zone sanctuaire.

Le niveau de protection (Figure 45) n'a pas d'effet significatif sur le recouvrement des genres *Acropora*, *Astreopora* et *Pocillopora* (PermANOVA ; p protection, *Acropora* = 0,24 ; p protection, *Astreopora* = 0,12 ; p protection, *Pocillopora* = 0,18). Le recouvrement en *Porites* présente un effet significatif du niveau de protection (PermANOVA ; p protection, *Porites* = 0,020), aucune différence significative n'a pu cependant être démontrée entre les zones sanctuaire et hors sanctuaire de chaque secteur. Le genre *Goniopora* étant très peu présent en dehors de Saint-Gilles Nord l'analyse de l'effet du niveau de protection n'a pas pu être effectuée sur celui-ci.

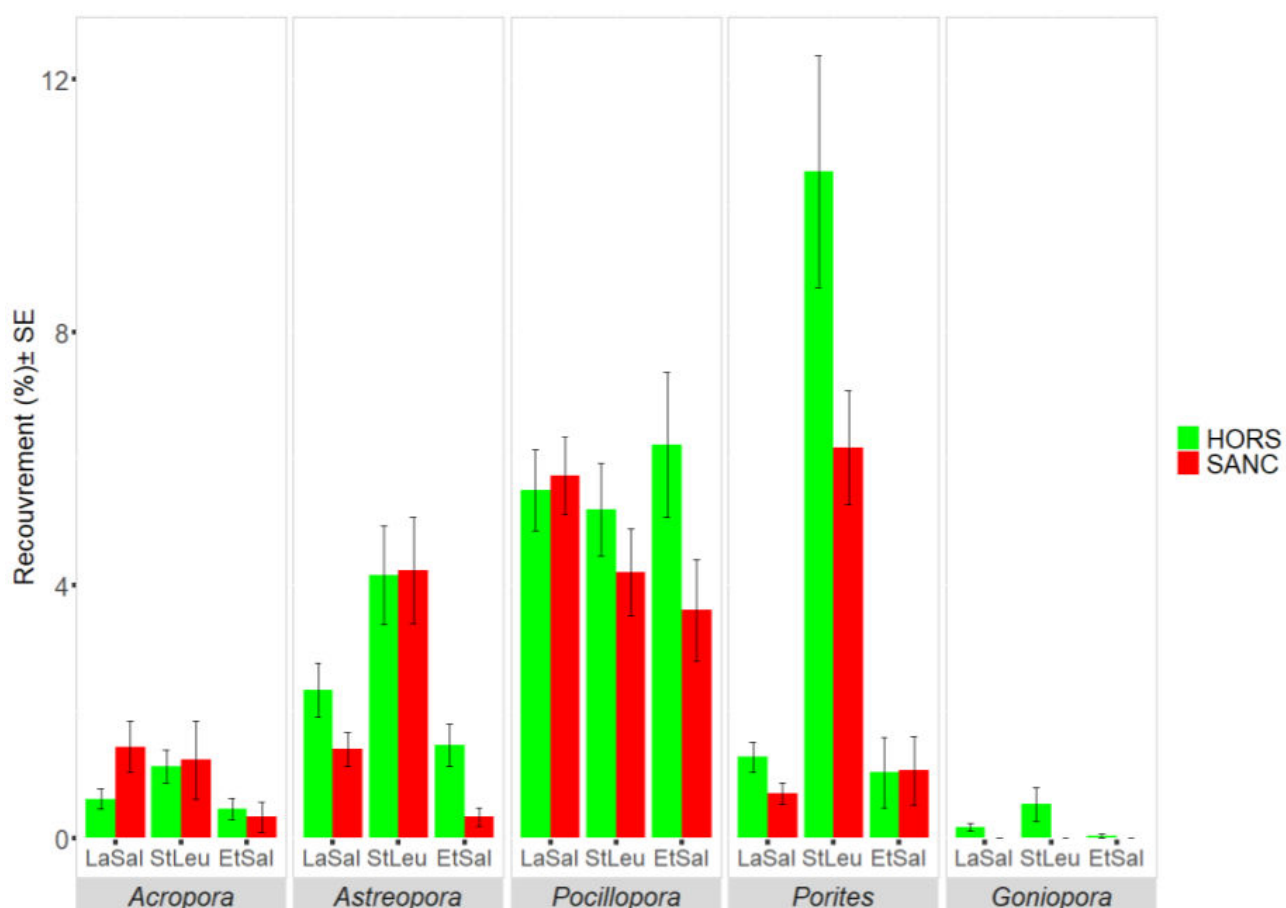


Figure 45. Recouvrement (moyenne $\pm$ erreur standard) des cinq principaux genres coralliens en fonction du niveau de protection dans chaque complexe récifal sur les pentes externes au Point 2 du suivi de la Réserve marine de La Réunion. LaSal : La Saline, StLeu : Saint Leu, EtSal : Étang-Salé.

4.6.3 Évolution spatio-temporelle des communautés benthiques de pente externe

Le recouvrement corallien des stations de La Saline communes à P0, P1 et P2 semble s'être stabilisé entre P1 et P2 que ce soit dans le sanctuaire ou en dehors (Test de Student deux à deux par permutation ; p sanctuaire = 0,054 ; p hors = 0,055) (Figure 47). Il en va de même pour le recouvrement algal (Test de Student deux à deux par permutation ; p sanctuaire = 0,76 ; p hors = 0,17).

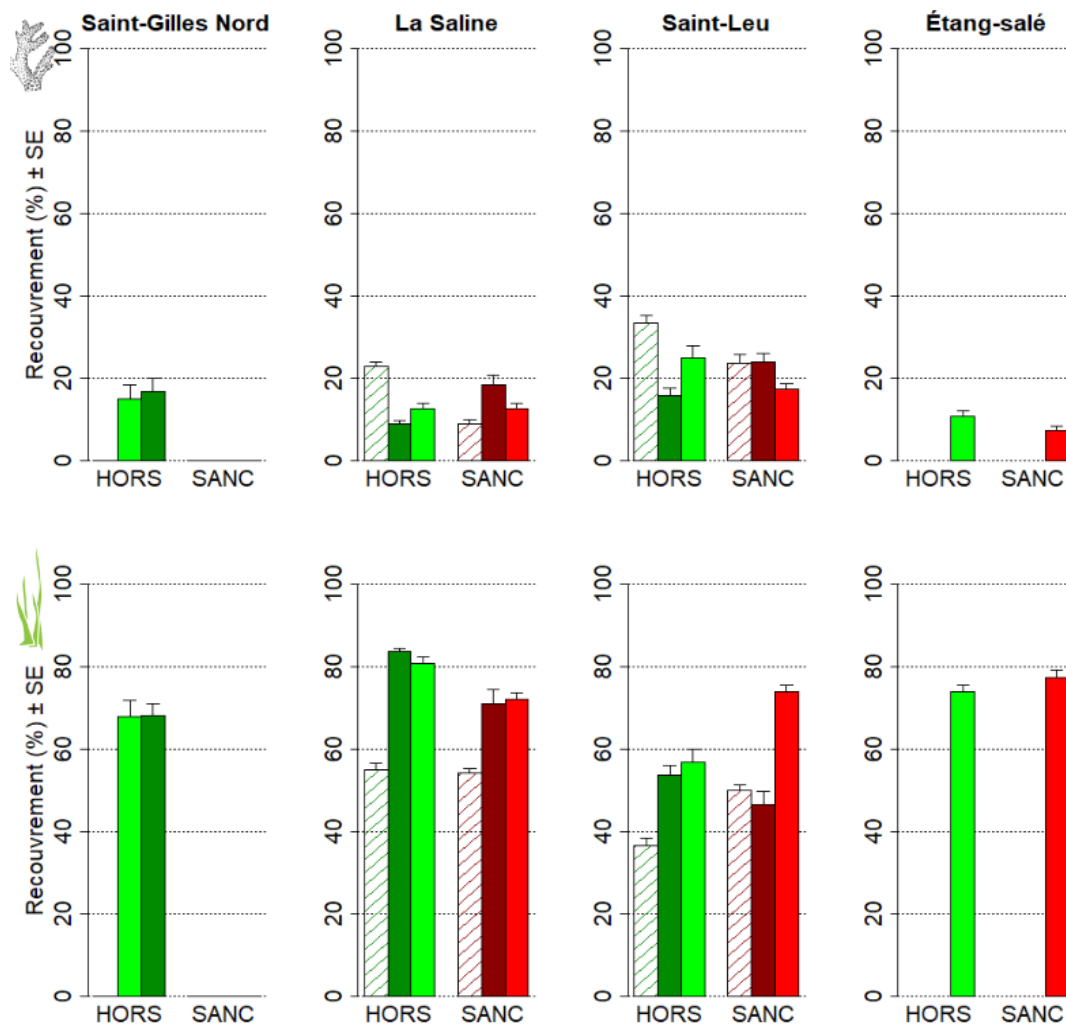


Figure 47. Recouvrement corallien (en haut) et assemblage algal (en haut) (moyenne $\pm$ erreur standard) en fonction du niveau de protection et du temps. Barres hachurées : Point 0 (2006/2007) ; barres sombres : Point 1 (2013) ; barres claires : Point 2 (2021).

Les stations de sanctuaire de Saint Leu présentent un recouvrement corallien moyen significativement inférieur au P2, comparé à celui du P1 (Test de Student deux à deux par permutation ; p = 0,019). À l'inverse, les stations hors sanctuaire présentent au P2 un recouvrement corallien moyen significativement supérieur à celui du P1 (Test de Student deux à deux par permutation ; p = 0,0094).

Le recouvrement algal dans le sanctuaire de Saint Leu au P2 est significativement supérieur à celui du P1 (Test de Student deux à deux par permutation ; $p = 4,3 \cdot 10^{-3}$). Celui hors sanctuaire semble s'être stabilisé entre le P1 et le P2 (Test de Student deux à deux par permutation ; $p = 0,43$).

L'analyse de la structure des communautés benthiques en fonction du temps (Figure 48) montre une différence entre P0 et le couple P1/P2 (ANOSIM ; $R = 0,45$; $p = 0,01$). Cette différence est principalement due au recouvrement en assemblage algal (SIMPER, dissimilarité - P0/P1 turf = 14,8 % et macroalgues = 10,5 % ; P0/P2 turf = 17,8 % et macroalgues = 8 %).

Le recouvrement d'*Acropora* est significativement plus faible au P2 qu'il ne l'était au P1 (Test de Student deux à deux par permutation ; $p = 0,014$).

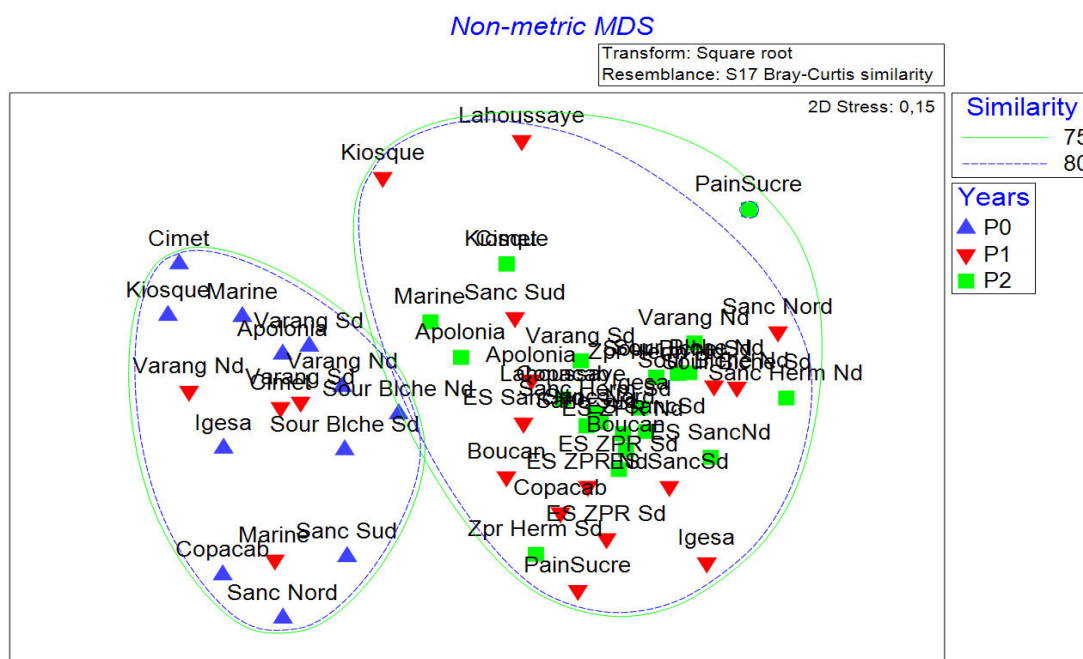


Figure 48. Analyse spatio-temporelle (nMDS) de la structure des communautés benthiques sur les quatre complexes récifaux de la Réserve entre 2007 et 2021. P0 : point 0 (2006/2007) ; P1 : point 1 (2013/2016) ; P2 : point 2 (2021).

4.6.4 Richesse spécifique corallienne en 2021 (PA) et évolution spatio-temporelle

Sur les pentes externes, un total de **95 espèces a été recensé en 2021**, réparti en 17 espèces « rares / peu fréquentes » (c.a.d observées de 1 à 2 fois au cours des échantillonnages), et 78 espèces dites « communes / fréquentes » (c.a.d observée plus de 2 fois). Les espèces dites « communes » constituent l'essentiel des espèces structurant les communautés coralliennes en place, et les espèces « rares » constituent le plus souvent des espèces qui font la biodiversité, et constituent un réservoir d'espèces de « substitution potentielle ». Une diminution du nombre d'espèces « rares » (ou des shifts de communautés) au détriment des espèces communes, constitue donc un signe clair de perte de biodiversité, ce qui est une variable fondamentale à intégrer lorsque l'on analyse les évolutions à long

terme des communautés récifales. Une analyse de la diversité théorique montre que l'échantillonnage des zones de pentes externes a été efficace et significatif, avec un très bon ratio entre la richesse observée (Sobs= 95) et la richesse théorique (Smax = 96).

Une diminution globale de la richesse spécifique des coraux durs semble être présente sur la grande majorité des pentes externes de la réserve. Les exceptions semblent être Saint-Gilles Nord avec une augmentation de la richesse spécifique de 62,2 % au Cap La Houssaye et 6,5% à Boucan.

L'analyse de la structure globale des communautés montre une structuration différente selon les secteurs géographiques (Figure 49 ; Anosim R = 0,521 ; p=0,1 %), notamment avec une distinction des communautés observées sur Saint Gilles Nord (Cap LH, Boucan, Maharani) par rapport à celles des autres secteurs de La Saline, de Saint-Leu et d'Etang Salé.

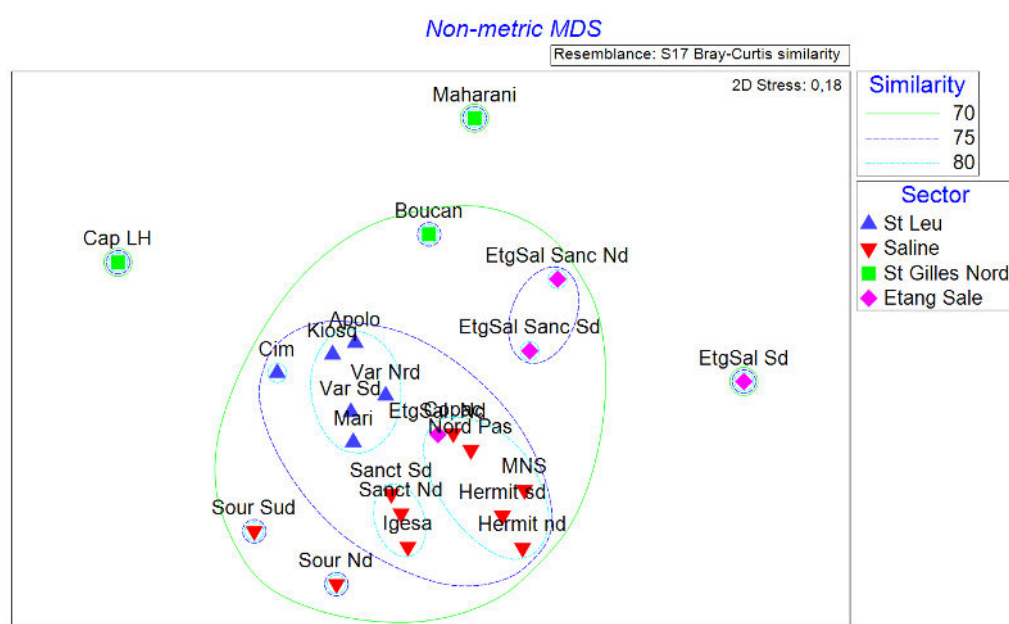


Figure 49 : Structure spatiale des communautés coralliennes de pente externe récifale (nMDS) en 2021

Les principaux points qui ressortent de cette analyse sont les suivants :

- 1- On note une forte cohésion des stations de La Saline / Ermitage et de St Leu, dominées par des Acropores (*A. abrotanoides*, *A. digitifera*, *A. gemmifera*, *A. hyacinthus*, *Astreopora myriophthalma*, *Coscinarea monile*),
- 2- On note une distinction sur les stations de St Gilles Nord, caractérisées par une richesse spécifique élevée notamment sur le Cap Lahoussaye et Boucan. Elles sont dominées par des Acroporidae (*A. digitifera*, *Astreopora myriophthalma*), des Merulinidae (*Echinopora gemmacea*, *Cyphastrea chalcidium*) et des espèces à gros calices (*Goniopora spp*, *Lobophyllia spp*) résistantes à l'hypersédimentation.

- 3- La position intermédiaire des stations d'Étang Salé avec un niveau de richesse spécifique moyen,
- 4- Il n'y a pas « d'effet réserve » sur la richesse spécifique (cf. ZPR / Sanctuaires / ZPG) observable sur les différents secteurs géographiques de pentes externes de la RNMR (Anosim $R = -0,03$, $p = 59,3 \%$). Ils restent tous affectés directement par les perturbations issues des bassins versants (rejets directs et chroniques) et sont soumis de manière synergique aux effets du changement climatique (cf. bleaching récurrents).

4.6.5 *Évolution de la diversité corallienne au cours des 11 dernières années*

Une analyse de la biodiversité corallienne des différents secteurs au cours des 11 dernières années permet de mettre en évidence les principaux éléments suivants :

1. Il existe une grande disparité de situation en fonction des zones récifales concernées avec des complexes qui ont gardé un bon niveau de diversité (Cap Lahoussaye, Boucan), d'autres complexes qui présentent une perte de diversité variable allant en moyenne de 20 % (La Saline) à plus de 30 % de perte en 11 ans (Saint Leu).
La forte augmentation de la richesse spécifique sur le secteur du Cap La Houssaye est corrélée à un bon recouvrement corallien ($> 40 \%$), ce qui constitue un élément positif pour ce secteur. Le Cap La Houssaye est caractérisé par un niveau de richesse spécifique exceptionnel, du fait notamment de l'influence croisée des zones récifales proches (*sensu stricto*) et de formations basaltiques intermédiaires (Cap / baie de St Paul) qui forment des habitats de transition. Il abrite de ce fait des formations coralliennes ayant une signature purement « récifale » ainsi que d'autres espèces à gros calices (Merulinidae, Lobophyllidae) très tolérantes à la sédimentation, ce qui explique l'accroissement de richesse au cours du temps.
2. Sur le secteur de La Saline, on observe une très nette diminution de la richesse entre 2010 et 2017 (perte moyenne de 20%) déjà mise en évidence lors du point 1, qui semble s'être stabilisée depuis cette période (perte moyenne actuelle estimée à 28-30 %)
3. Sur le secteur de Saint Leu, on observe aussi une nette diminution de la richesse entre 2010 et 2017, qui s'est accentuée par la suite entre 2017 et 2021 (perte actuelle estimée à 24 à 34 %).
4. La situation est restée stable sur Étang Salé entre 2017 et 2021 (cf. absence de données antérieures), mais la cinétique d'évolution est probablement la même que sur les autres secteurs avec une perte majeure entre 2010 et 2017 (20 % en moyenne), qui s'est ensuite stabilisée (2 à 7 %).

5. Sur La Saline et Saint Leu, on notera que ce sont essentiellement des « espèces communes » qui ont disparues du cortège faunistique entre 2010 et 2013/2015 (-18 espèces), puis entre 2015 et 2021 (-10 espèces), notamment sur le secteur de St Leu. Ce phénomène est particulièrement préoccupant dans la mesure où ces espèces dites communes sont le plus souvent structurantes pour les récifs. Cette situation doit être surveillée dans la mesure où cette perte importante de richesse spécifique est liée à la perte de recouvrement corallien, et à un net accroissement du recouvrement algal (cf. shift de communautés).

ST GILLES NRD	Cap LaHoussaye		Maharani		Boucan	
Statut protection	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR	ZPR
années	2017	2021	2017	2021	2017	2021
Richesse spécifique (S)	45	73	42	38	46	49
Perte Biodiversité (2017 /2021) en % (rouge: progression / noir -: perte)		62,2		-9,5		6,5

LA SALINE	MNS	Nord Pas	Herm sud	Herm nord	Copacabana	Sanctuaire Sud			Sanctuaire Nord			Igesa	Souris Biche Sud			Souris Biche Nord		
Statut protection	ZPR	ZPR	S	S	ZPR	ZPR	S	S	S	S	S	ZPR	ZPR	PG	PG	PG	PG	PG
années	2021	2021	2021	2021	2010	2021	2010	2013	2021	2010	2013	2021	2010	2013	2021	2010	2013	2021
Richesse spécifique (S)	44	44	46	40	63	44	63	58	51	67	43	48	65	46	67	40	48	69
Perte Biodiversité (2010 /2021) en % (rouge: progression / noir -: perte)						-30,2		-7,9	-19,0		-35,8	-28,4		-29,2		-40,3	-28,4	-36,2

ST LEU	Apolonia		Varangue Nord			Varangue Sud			Kiosques			Cimetière			Marine	
Statut protection	ZPR	ZPR	S	S	S	S	S	S	ZPR	ZPR	ZPR	ZRE	ZRE	ZRE	ZRE	ZRE
années	2010	2021	2010	2013	2021	2010	2013	2021	2010	2017	2021	2010	2013	2021	2013	2021
Richesse spécifique (S)	77	56	73	60	48	71	55	47	74	52	60	70	50	49	48	49
Perte Biodiversité (2017 /2021) en % (rouge: progression / noir -: perte)		-27,3		-17,8	-34,2		-22,5	-33,8		-29,7	-18,9		-28,6	-30,0	-34,2	-32,9

ETG SALE	Et ZPR Nd		Etg Sanc Nd		Et Sanc Sud	Etg ZPR Sud
Statut protection	ZPR	ZPR	S	S	S	ZPR
années	2017	2021	2017	2021	2021	2021
Richesse spécifique (S)	45	43	44	47	43	31
Perte Biodiversité (2017 /2021) en % (rouge: progression / noir -: perte)		-4,4		6,8	-2,3	-31,1

Figure 50 : Évolution spatio-temporelle de la diversité corallienne des zones de PENTE EXTERNE récifale au cours des 11 dernières années, par secteur géographique (St Gilles Nord n=3, La Saline n =10, St Leu n =6 et Étang Salé n =4).

4.6.6 Discussion sur l'évolution des communautés benthiques de pentes externes

Le shift algal :

La dominance algale des communautés benthiques observée en 2021 sur les pentes externes est en concordance avec les observations régulières du GCRMN (Wickel et al. 2021) qui indiquent une augmentation constante du recouvrement algal et une diminution du recouvrement en coraux durs depuis une vingtaine d'années (Obura et al. 2020). Ces deux phénomènes vont de pair et l'on parle alors de « shift algal ». La présence grandissante de macroalgues provoque une diminution de l'intensité lumineuse provenant jusqu'aux coraux et donc une diminution de la photosynthèse effectuées par les zooxanthelles qui leurs sont associées. À cette compétition pour la lumière s'ajoute

également une compétition pour l'espace (Jompa & McCook 2002). Les algues ayant un taux de croissance plus rapide que les coraux elles peuvent rapidement devenir dominantes (Genin et al. 1995, Miller & Hay 1996, Lapointe et al. 1997, Littler et al. 2006) et occupent l'espace de manière opportuniste. Cette dominance des algues est favorisée par la présence de matière organique et de nutriments dans l'eau apportés par les bassins versants adjacents, et l'on observe une eutrophisation progressive des récifs (Tedetti et al. 2020). Un changement de phase d'un récif à un fort recouvrement en coraux durs vers un récif dominé par les algues est alors possible (Adam et al. 2021). Celui-ci peut se faire en plusieurs étapes, avec une diminution progressive, voire une disparition de certains genres coralliens au profit des algues (Wickel et al. 2021), ce qui semble se produire ici avec par exemple la diminution des acropores sur la majorité des stations depuis 2007.

Les changements climatiques (notamment l'augmentation de la température) favorisent également les macroalgues (Gao et al. 2017), impactent négativement la croissance des coraux (Clausen & Roth 1975, Crabbe 2008) et provoquent des événements de blanchissement qui conduisent à de forts taux de mortalité corallienne (Hoegh-Guldberg 1999, Suggett & Smith 2020). Les algues sont également liées à la présence de maladies coralliennes ce qui les favoriserait également face aux coraux (Hughes & Tanner 2000, Nugues et al. 2004, Sweet et al. 2013). La capacité des algues à relarguer leur surplus de produits photosynthétiques favorise l'activité microbienne et augmente la mortalité corallienne (Smith et al. 2006). La forte proportion de macroalgues et de turf, comparée à la proportion d'algues calcaires (corallinacées) indique également un mauvais état de santé des récifs de La Réunion. Les corallinacées sont des formations calcaires qui participent à la fabrication des récifs avec les coraux. Leur faible proportion a en outre un effet sur le recrutement corallien : en effet, les corallinacées favorisent le recrutement corallien en produisant des molécules qui induisent la sédentarisation de larves (Tebben et al. 2015) et sont associées à des bactéries qui sont également corrélées à la sédentarisation des larves (Siboni et al. 2020). Ainsi, une proportion trop élevée de macroalgues et de turfs algaux comparée à la proportion de corallinacées induit une diminution de l'efficacité du recrutement corallien. En outre, les corallinacées empêchent le développement des macroalgues par allélopathie, grâce à la production de biofilm qui bloque la sédentarisation des spores algales (Gomez-Lemos & Diaz-Pulido 2017).

Le fort recouvrement algal des communautés benthiques de pente externe est également en concordance avec le fort recouvrement algal retrouvé sur les platiers (Haas & Dijoux 2021), qui sont eux directement soumis aux apports des bassins versants. Ces deux résultats sont également appuyés par les résultats du dernier Global Reef Status Report du GCRMN qui indiquent une augmentation du recouvrement algal de 20% sur l'ensemble des récifs coralliens du monde durant les 10 dernières années (Souter et al. 2020). L'urbanisation grandissante et le développement des activités balnéaires (Arias-González et al. 2017) ainsi que le développement des activités agricoles sur la côte ouest de

l'île (Bigot et al. 2019) ont probablement également participé au shift algal observé dans les récifs de La Réunion.

Ce shift algal a également un effet sur les communautés ichthyologiques, et notamment sur la densité des populations de certains poissons tels que les Chaetodontidae et les demoiselles qui présentent des corrélations positives avec le taux de recouvrement en coraux durs (Russ et al. 2015, 2017, Russ & Leahy 2017).

La composition des communautés :

Les genres coralliens les plus représentés sont décrits par Darling et collaborateurs (2012) comme étant soit résistants au stress (*Astreopora*, *Porites*), soit de bons compétiteurs (*Acropora*, *Pocillopora*, *Porites*), soit des espèces capables de résister à un fort taux d'engorgement (*Porites lutea* et *Pocillopora damicornis*). La dominance de ces genres sur les pentes externes des récifs de La Réunion, qui subissent de nombreuses perturbations, est donc en phase avec la littérature. Cependant, les cinq genres utilisés dans l'étude n'étaient pas dominants dans toutes les stations. *Goniopora* par exemple étaient très présents au Cap La Houssaye et beaucoup moins dans les autres stations. Cette dernière espèce est caractérisée par des polypes de grande taille et très résistante à l'hypersédimentation d'origine terrigène. Les différences dans les communautés benthiques de chaque complexe montrent bien l'importance de considérer ces complexes comme des entités différentes, non seulement dans l'analyse des états de santé des récifs, mais également dans la gestion de la RNMR. Les analyses ont montré que la composition des communautés coralliennes a changé entre P0 et P1/P2.

La diminution du recouvrement en acropores entre P1 et P2 va dans la continuité de la diminution qui avait été montrée entre P0 et P1 (Bigot et al. 2014). Les acropores étant dominants dans les environnements en bon état (Darling et al. 2012), leur forte diminution indique également une dégradation nette de l'état des récifs. Cette diminution entraîne une diminution de la complexité structurale de l'environnement récifal, et donc diminue la taille de l'habitat pour d'autres organismes (Pratchett et al. 2008). Ainsi, les communautés benthiques fournissent des habitats, de la nourriture et des zones de reproduction qui sont des facteurs majeurs dans la composition et l'abondance de nombreux poissons récifaux (Jones et al. 2004, Pratchett et al. 2008, 2018, Wilson et al. 2008, Graham et al. 2015). En outre, les différentes formes coralliennes ont des rôles fonctionnels différents et dictent la composition des assemblages ichthyologiques vivant dans les récifs (Richardson et al. 2017).

Les récifs coralliens qui présentaient une dominance d'*Acropora* avant les années 2007 (RNMR) présentent aujourd'hui une dominance de *Pocillopora*, *Astreopora* et *Porites* qui procurent un faible

taux d'habitabilité et donc potentiellement une baisse de la biomasse des peuplements associés (Wickel et al. 2021).

La perte de biodiversité mise en évidence est également un « signal d'alarme » pour l'état de santé des communautés coralliennes des récifs de La Réunion. A la suite de nombreuses sources de perturbations observées sur les récifs de la Réunion au cours des cinq dernières années, des diminutions de recouvrement corallien et une perte de biodiversité ont eu lieu. Cette perte de biodiversité a entraîné une perte de rôles fonctionnels assurés par certains genres coralliens tels que les Acropores. Si le recouvrement corallien peut augmenter et revenir à des taux plus « normaux », les assemblages coralliens ne reviennent pas forcément à leur composition d'origine, certains rôles fonctionnels peuvent alors être perdus (McWilliam et al. 2020). Les perturbations subies par les assemblages coralliens de La Réunion ont grandement nui à leur résilience. Ainsi, des mesures doivent être prises afin de réduire le stress subi par ces communautés.

Absence d'effet Réserve en 2022 :

Les résultats montrent que le niveau de protection n'a pas d'effet sur le taux de recouvrement en coraux durs ni sur celui en algues. Cependant les zones sanctuaires, dans lesquelles aucun prélèvement n'est autorisé sont censées être d'excellents outils de conservation des espaces marins (Sala & Giakoumi 2018). Durant les cinq dernières années, la pression des sources de perturbation provenant des bassins versants associés aux récifs est devenue trop forte, ce qui ajoute une source de stress considérable pour les communautés benthiques. Il est également possible que les zones sanctuaires de la RNMR soient simplement trop petites (5% de la superficie totale de la réserve) pour permettre une restauration efficace des recouvrements coralliens des récifs de La Réunion (Claudet et al. 2008). Une augmentation de la taille des zones sanctuaires ou un ajout de celles-ci dans d'autres zones permettrait peut-être d'augmenter la résilience des récifs. Certaines zones comme le Cap La Houssaye, apparaissent comme des candidats potentiels (taux de recouvrement corallien élevé, populations ichtyologiques abondantes et diverses). Cependant, les arguments qui font de ces zones de bonnes candidates à l'instauration de zones sanctuaires, en font également des zones populaires auprès des utilisateurs. Ainsi, l'instauration de nouvelles zones sanctuaires, ou même l'augmentation de la taille des zones existantes paraissent difficiles dans le contexte actuel. Le travail d'apprentissage effectué par les membres de la RNMR doit être maintenu afin d'ancrer dans les habitudes Réunionnaises, l'importance de la réserve, de son respect dans l'optique de faire accepter aux générations futures de plus grandes zones sanctuaires.

Il est également possible que les perturbations extérieures provenant des bassins versants adjacents (fort taux de matière organique, nutriments, coulées de boue) comme le cas de Saint Leu (Chaput 2020), aient un impact fort sur les communautés coralliennes. Ce niveau de perturbation est

probablement devenu prédominant pour le milieu récifal et l'outil de gestion que constitue la RNMR ne suffit plus à maintenir le fragile équilibre naturel actuel du milieu (Wenger et al. 2016, Lamb et al. 2016, Chaput 2020).

Si l'effet positif des réserves marines est relativement bien connu sur les populations ichthyologiques, il est beaucoup moins étudié sur les communautés benthiques. Cependant Strain et collaborateurs (2019) suggèrent que les effets des réserves sur les coraux est limité : seules les zones de réserves les plus anciennes (d'au moins 10 ans) et bien surveillées ont un effet positif sur les communautés coralliennes. De plus, ils affirment que ce résultat est principalement dû à des formes massives de coraux. La RNMR n'est pas un cas isolé où les communautés coralliennes ne parviennent pas à se rétablir après une longue période de mise en réserve. Ces cas peuvent être expliqués par une dégradation préalable ou chronique du milieu marin récepteur, ou des stress environnementaux nombreux et des sources de perturbations fréquentes, comme c'est le cas pour la Florida Keys National Marine Sanctuary et Glover's Reef dans les Caraïbes (Jameson et al. 2002, Huntington et al. 2011).

Dans le cas de La Réunion, un léger effet de la protection avait été observé en sanctuaire lors du Point 1, mais localisé sur le sud de la Saline, avec un recouvrement corallien moyen plus élevé et un recouvrement algal plus faible (Bigot et al. 2014). La dégradation de la situation observée entre le Point 1 et le Point 2, indique donc une forte occurrence de perturbations supplémentaires au cours des 7 dernières années depuis les bassins versants (coulées de boue, rejets d'eaux pluviales contaminées, rejets d'eaux usées, etc ...) qui auraient eu une action majeure sur les récifs. Le recouvrement corallien peut augmenter rapidement après une perturbation, si le récif est éloigné des effets de la pollution produite par les activités anthropiques, ce qui n'est pas le cas de La Réunion pour le moment (Ceccarelli et al. 2011, Wenger et al. 2016) où celles-ci ne font que s'accroître au cours du temps.

5 Conclusions - Perspectives

Plus de 14 ans après la mise en place de la RNMR, le recouvrement corallien ne cesse de chuter tandis qu'une recrudescence du recouvrement en gazons algaux est observée. Cette tendance, notée aussi bien sur les platiers internes que sur les pentes externes par le suivi actuel est confirmée par d'autres suivis en cours (GCRMN, 2021 ; DCE, 2022). Même après 14 ans de mise en place de la RNMR, cela souligne la fragilité de ce type d'outil de gestion et le besoin de le pérenniser dans le temps. Cela a déjà été démontré sur d'autres récifs, et souligne la nécessité de suivis sur le long terme, ce qui prévaut à La Réunion plus que jamais.

En ce qui concerne les communautés benthiques, sur les platiers internes des récifs frangeants de La Réunion, le recouvrement corallien est significativement inférieur à celui des macroalgues et gazons algaux. Si le genre *Acropora* domine encore le complexe récifal de La Saline, le genre *Porites* domine celui de Saint Leu et reste très présent sur l'Ermitage / La Saline, ce qui montre bien que des changements profonds de structure des communautés coralliennes sont en cours.

Un élément est tout de même à souligner pour les secteurs de platier, même s'il reste ponctuel : c'est le maintien dans le temps depuis le P0 des taux de recouvrement corallien sur quelques stations de sanctuaire sur l'Ermitage, de La Saline et de Saint-Leu, montrant l'existence de petites zones à forte capacité de résilience (cf. zone « sources »).

Sur les zones de pentes externes, la situation est nettement plus préoccupante, et la recrudescence des formations algales est confirmée sur la quasi-majorité des stations. Seul, le secteur de Saint Gilles Nord situé entre Boucan et le Cap la Houssaye présente encore des zones sur lesquelles les communautés coralliennes sont en amélioration depuis 14 ans.

Ce contexte est certes local, mais correspond aussi au déclin noté au niveau mondial sur les recouvrements coralliens. Les effets de la diminution de la qualité de l'eau dans les récifs coralliens de La Réunion, le blanchissement corallien et les perturbations naturelles telles que les cyclones agissent en synergies avec les autres sources de perturbations d'origines anthropiques venant des bassins versants sus-jacents. Elles s'ajoutent toujours et encore, à un braconnage qui est en diminution mais reste trop important pour de petits récifs comme ceux de La Réunion. Ils apparaissent alors comme des sources de pressions supplémentaires toujours croissantes qui viennent affecter un écosystème récifal qui était déjà très fragilisé par des apports majeurs provenant des bassins versants. En l'état actuel du milieu marin récifal, aucun « effet réserve réel » et significatif n'a pu être démontré pendant cette étude sur les communautés benthiques de pente externe de la RNMR, même si quelques signes encourageants ont pu être ponctuellement observés sur quelques stations de sanctuaires.

En ce qui concerne les peuplements de poissons, les analyses ont été menées avec un niveau et une puissance d'échantillonnage encore inégale à La Réunion. Les résultats principaux sont les suivants :

- Globalement sur toute la Réserve, la biomasse totale des poissons ne varie pas significativement entre les différents niveaux de protection et une tendance nette vers une baisse de la biomasse totale est observée. Il n'y a donc pas « d'effet réserve » comme attendu à l'échelle de la totalité de la Réserve, contrairement à ce qui était observé lors du P1 en 2017. Cette évolution défavorable s'est mise en place à relativement court terme (5 ans),
- Cependant, sur la pente externe de La Saline, les biomasses exploitable et cible diminuent uniquement dans la zone de réglementation générale, tandis qu'elles restent stables dans les zones sanctuaire et de protection renforcée. Cet effet réserve localisé est encourageant. Il est également observé ponctuellement sur le sanctuaire de platier de l'Ermitage (cf. forte fréquentation des usagers, actions de surveillance accrues des gardes) et sur la pente externe du secteur de St Gilles Nord où la biomasse cible a augmenté depuis le P1 (cf. zone à forte fréquentation par les activités de plongée). La présence ponctuelle d'individus de grande taille (Lutjanidae), a été observée sur Boucan ce qui constitue un petit espoir de retour de certaines espèces emblématiques dans la RNMR.
- La comparaison de la richesse spécifique des poissons évaluée par parcours aléatoires (PA) entre 2007 et 2021 indique une augmentation de la richesse spécifique. Ce résultat est en contradiction avec l'évaluation de la richesse par la méthode des transects BELT qui montre plutôt un déclin de la diversité lorsque l'on se situe à une échelle d'échantillonnage plus petite, ou qui pourrait provenir de variations dans les surfaces de l'aire prospectée.
- Le déclin actuel des communautés ichthyologiques est dû à une baisse des effectifs en poissons. En parallèle, on note une augmentation de taille des poissons depuis le P1. Cette augmentation de taille est détectée plus particulièrement chez les poissons perroquets et les mérours. Cependant, l'augmentation de taille des poissons ne compense pas la diminution de leur abondance pour maintenir la biomasse.
- **Cette augmentation de taille pour les poissons, exploitables et ciblés par la pêche, n'est pas interprétée comme un effet de la protection**, mais comme un signal de la dégradation de la qualité de l'habitat, notamment lié à la perte de complexité structurale (benthos) associée à un déclin de la diversité et du recouvrement en coraux durs. Un habitat moins complexe offre moins d'abris pour les poissons, et notamment pour les individus de petite taille qui sont alors affectés.

- Cette dégradation sévère et inégale de l'habitat au cours des dernières années se surajoute à des activités de braconnages qui restent encore présentes sur la réserve, malgré les efforts de surveillance accrus des Gardes commissionnés et assermentés.
- Les abondances relatives des poissons évaluées par les *timescores* des parcours aléatoires chronométrés montrent une augmentation des espèces de poissons herbivores et détritivores. Ce sont des groupes fonctionnels qui répondent aux nouvelles configurations d'habitat, avec des communautés benthiques caractérisées par un taux de recouvrement algaux dominants sur toutes les stations comme nous venons de le voir.
- L'étroite relation entre biomasse et diversité des poissons souligne l'importance de maintenir les biomasses à un niveau favorisant le maintien de la diversité ichthyologique. Des méta-analyses régionales préconisent un niveau de biomasse « de sécurité » minimal situé entre 300 et 500 kg/ha. **En 2021, 31 stations sur les 40 suivies pour La Réunion, abritaient une biomasse inférieure à 300 kg/ha**, ce qui est donc un niveau largement inférieur à la valeur souhaitée, et montre encore une fois la situation grave des récifs de la RNMR.

La situation environnementale des récifs de l'Ouest de La Réunion est donc sans précédent. Ces résultats ne sont vraisemblablement pas liés aux méthodes de gestion de la réserve, mais attestent d'un déclin des coraux à La Réunion, comme cela est aussi observé plus globalement au niveau mondial. Plus localement, les bénéfices apportés par la mise en réserve des récifs de La Réunion sur les formations coralliennes, ne suffisent plus à compenser les perturbations dues aux changements climatiques et aux pressions anthropiques grandissantes qu'ils subissent. Les espèces coralliennes endurent de nombreuses perturbations, et leur résilience s'en trouve diminuée (Denis et al. 2011, 2013). Il est possible de supposer que les pressions d'origine anthropiques augmenteront encore, parallèlement à l'accroissement de la population à La Réunion. Ceci risque de compromettre d'autant plus la conservation des récifs réunionnais, si rien n'est fait pour réduire la pression globale issues des bassins versants de la côte Ouest.

Des mesures sans précédent et fortes devraient être envisagées à très court terme, afin de tenter d'inverser ce processus délétère et de redynamiser le rétablissement de l'écosystème récifal :

- (1) Améliorer la qualité de l'eau et des rejets issus des bassins versants en contrôlant de devenir des rejets d'eaux usées et les rejets d'eaux pluviales fortement le plus souvent très contaminées en milieu récifal,
- (2) Améliorer et accompagner les aménagements réalisés sur les bassins versants (urbanisation) pour éviter l'imperméabilisation quasi systématique des sols et favoriser les phénomènes d'infiltration,

- (3) Renforcer la surveillance des zones de protection renforcée et des zones sanctuaires, notamment en pente externe qui sont encore soumises à des actions de braconnage, malgré les efforts considérables déployés par les équipes de gardes de la RNMR (équipes trop restreintes par manque de personnels),
- (4) Adopter des techniques agricoles et de construction plus vertueuses et durables, sur les mi-pentes des bassins versants, en privilégiant une agriculture durable afin de limiter : 1- l'arrivée de polluants (nitrates, pesticides) dans le lagon, 2- le lessivage des sols et surtout des coulées de boue comme celles qui ont détruit des pans entiers du récif de Saint-Leu (cf. plantation d'arbres, création de haies, conservation des andins),
- (5) Continuer à travailler et échanger avec les populations et acteurs locaux pour les sensibiliser à la fragilité et aux bienfaits que nous procurent les récifs coralliens. Entreprendre des actions communes pour ce patrimoine naturel et culturel (exemple : opérations de nettoyages des littoraux et des ravines, développement d'associations, ...).
- (6) Contrôler les activités de pêche autorisées sur certains secteurs de la RNMR, et proposer des mesures de gestions concrètes et adaptées pour une gestion durable des stocks (exemple : révision des quotats, préconisation de méthodes de prélèvements selon leur impact sur le milieu),
- (7) Améliorer les infrastructures à la côte pour permettre une répartition des activités anthropiques plus respectueuse des capacités d'accueil des récifs coralliens (notamment des bassins de baignades hors des zones récifales ...).

Les récifs frangeants de l'Ouest de La Réunion ont une dynamique complexifiée par les activités humaines conjuguées aux effets du changement climatique global, ce qui représente un défi pour les gestionnaires de la RNMR. Les réserves marines ne sont cependant qu'un outil pour améliorer la santé des écosystèmes, en évitant de multiplier les effets des sources de pressions sur des périmètres définis et le plus souvent réduits. **Le travail de préservation des récifs coralliens de la Réserve ne pourra se faire par la RNMR seule.** Il est aujourd'hui fondamental de concrétiser les actions de gestion proposées sur les bassins versants, si l'on souhaite préserver ce patrimoine naturel et culturel indispensable à la protection de nos côtes, et des ressources naturelles.

La RNMR ne pourra pas de positionner dans cette dynamique d'amélioration de l'état de santé des récifs de La Réunion, tant que la gestion des rejets d'eaux usées (notamment l'assainissement non collectif) et des eaux pluviales venant des bassins versants et drainant les mi pentes (cf. activités agricoles) et les zones côtières urbanisées ne sera pas améliorée.

6 Références bibliographiques

- Abesamis RA, Russ GR, Alcala AC (2006) Gradients of abundance of fish across no-take marine reserve boundaries: evidence from Philippine coral reefs. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 16:349–371.
- Adam TC, Burkepile DE, Holbrook SJ, Carpenter RC, Claudet J, Loiseau C, Thiault L, Brooks AJ, Washburn L, Schmitt RJ (2021) Landscape-scale patterns of nutrient enrichment in a coral reef ecosystem: implications for coral to algae phase shifts. *Ecol Appl* 31.
- Al-Ghussain L (2019) Global warming: review on driving forces and mitigation. *Environ Prog Sustain Energy* 38:13–21.
- Arias-González JE, Fung T, Seymour RM, Garza-Pérez JR, Acosta-González G, Bozec Y-M, Johnson CR (2017) A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLOS ONE* 12:e0174855.
- Ainsworth TD, Heron SF, Ortiz JC, Mumby PJ, Grech A, Ogawa D, Eakin CM, Leggat W (2016) Climate change disables coral bleaching protection on the Great Barrier Reef. *Science* 352:338.
- Ateweberhan M, Feary DA, Keshavmurthy S, Chen A, Schleyer MH, Sheppard CRC (2013) Climate change impacts on coral reefs: Synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. *Marine Pollution Bulletin* 74:526–539.
- Audineau L (2021). Influence de la mise en place de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion sur la structure des communautés ichthyologiques récifales (2006-2021) et évaluation de l'état de santé du récif. Rapport de Master 2 - Best Ali- Université de La Réunion. 34p.
- Baker AC, Glynn PW, Riegl B (2008) Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80:435–471.
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81:169–193.
- Barott K, Williams G, Vermeij M, Harris J, Smith J, Rohwer F, Sandin S (2012) Natural history of coral–algae competition across a gradient of human activity in the Line Islands. *Marine Ecology Progress Series* 460:1–12.
- Baumgartner P (2017) Réchauffement et eutrophisation des océans – résilience des communautés coralliennes en fonction de leur évolution – Géoblog. <https://wp.unil.ch/geoblog/2017/12/rechauffement-et-eutrophisation-des-oceans-resilience-des-communautes-coralliennes-en-fonction-de-leur-evolution/> (accessed June 2, 2021)
- Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nyström M (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429: 827–833.
- Benjamini Y, Hochberg Y (1995) Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *J R Stat Soc Ser B Methodol* 57:289–300.
- Bigot L, Bruggemann H, Cadet C, Cauvin B, Chabanet C, Durville P, Guillaume M, Mulochau, T, Penin L, Tessier E, Urbina-Barretto I (2016) Point 1 du suivi de “l’effet réserve” sur les communautés ichthyologiques et benthiques récifales - Secteurs de St Gilles / La Saline et de Saint-Leu - Etat des lieux à 7 ans après la création de la Réserve Naturelle Nationale Marine de La Réunion. Rapport final, 58 pp, 11 pp.
- Bigot L, Chabanet P, Cuet P, Cauvin B, Durville P, Mulochau T, Naim O, Nicet JB, Tessier E, Thomassin B, Wickel J (2019) Chapter 13 - French Territories in the Western Indian

- Ocean. In: *World Seas: an Environmental Evaluation (Second Edition)*. Sheppard C (ed) Academic Press, p 279–302
- Bouchon C, Portillo P, Bouchon-Navaro Y, Louis M (2006) Bilan de l'état de santé des récifs coralliens de Guadeloupe (années 2002 - 2006). Université des Antilles et de la Guyane, Guadeloupe.
- Bruggemann H, Guillaume M, Bigot L, Chabanet P, Denis V, Durville P, Mulochau T, Naim O, Tessier E (2008) Mise en oeuvre du suivi de l'effet réserve : Développement des protocoles et établissement de l'état initial de la Réserve naturelle nationale marine de La Réunion (secteurs de la Saline - Souris Blanche et de Saint-Leu). Rapport UR/MNHN/AR/APMR, 74 pp, Annexes 42 pp.
- Burke L, Reyntar K, Spalding M, Perry A, Cooper E, Kushner B, Starkhouse B, Selig E, Teleki K, Waite R, Wilkinson C, Young T (2012) Récifs coralliens en péril (Synthèse). World Resources Institute:58.
- Burke L, Selig L (2002) Reefs at Risk in Southeast Asia, World Resources Institute. Washington, USA.
- Carronnier JG (2008) Etude de l'effet réserve par une enquête auprès des marins pêcheurs professionnels de la baie du Grand Cul-de-Sac Marin. Université des Antilles et de la Guyane, Guadeloupe.
- Chazottes V, Le Campion-Alsumard T, Peyrot-Clausade M, Cuet P (2002) The effects of eutrophication-related alterations to coral reef communities on agents and rates of bioerosion (Reunion Island, Indian Ocean). *Coral Reefs* 21:375–390.
- Claudet J, Guidetti P (2010) Improving assessments of marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20:239–242.
- Conand C, Larue M, Quod J-P, Conand F, Turquet J (2002) Le blanchissement des coraux dans l'Océan indien : l'exemple de La Réunion. *The Journal of Nature* 14:44–50.
- Daily GC (2012) Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems. Island Press.
- Darling ES, Alvarez-Filip L, Oliver TA, McClanahan TR, Côté IM (2012) Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. *Ecology Letters* 15:1378–1386.
- Day J, Dudley N, Hockings M, Holmes G, Laffoley D, Stolton S, Wells S (2012) Application des catégories de gestion aux aires protégées : lignes directrices pour les aires marines. UICN, Gland, Suisse.
- De'ath G, Lough JM, Fabricius KE (2009) Declining Coral Calcification on the Great Barrier Reef. *Science* 323:116–119.
- Denis V, Debreuil J, De Palmas S, Richard J, Guillaume MMM, Bruggemann JH (2011). Lesion regeneration capacities in populations of the massive coral *Porites lutea* at Réunion Island: environmental correlates. *Marine Ecology Progress Series* 428: 105-117.
- Denis V, Guillaume MMM, Goutx M, de Palmas S, Debreuil J, Baker AC, Boonstra RK, Bruggemann J.H. (2013). Fast growth may impair regeneration capacity in the branching coral *Acropora muricata*. *PLOS One*. 8(8): e72618. DOI:10.1371/journal.pone.0072618.
- Dijkstra JA, Litterer A, Mello K, O'Brien BS, Rzhzanov Y (2019) Temperature, phenology, and turf macroalgae drive seascape change: Connections to mid-trophic level species. *Ecosphere* 10 : e02923.
- Dijoux G, Hass J (2021). Étude de l'effet réserve sur les peuplements benthiques des platiers internes de La RNMR. Rapport de Master 1 - Best Ali. Université de La Réunion. 23 p.
- Fari C (2017) Existe-t-il un effet réserve sur les peuplements benthiques des pentes externes 10 ans après la création de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion ? Université de La Réunion, La Réunion.
- Faure (2010) Analyse de la diversité des coraux Scléactinaires des secteurs de platiers récifaux du complexe récifal de St Gilles / La Saline. Rapport d'expertise pour le compte de la RNMR, 20 p + annexes.

- Galzin R, Kulbicki M, Petit J, Wickel J (2009) Réflexions de biologistes sur les “effets réserve” en partant du cas d’étude de la Polynésie Française. *IRD*:52.
- Gardner TA, Côté IM, Gill JA, Grant A, Watkinson AR (2003) Long-Term Region-Wide Declines in Caribbean Corals. *Science* 301:958–960.
- Gomez-Lemos LA, Diaz-Pulido G (2017) Crustose coralline algae and associated microbial biofilms deter seaweed settlement on coral reefs. *Coral Reefs* 36:453–462.
- Goreau T, McClanahan T, Hayes R, Strong A (2000) Conservation of Coral Reefs after the 1998 Global Bleaching Event. *Conservation Biology* 14:5–15.
- Guillaume MMM (2014) Point 1 du suivi de « l’effet réserve » sur les communautés benthiques récifales : - Secteurs de La Saline et de Saint-Leu - Etat des lieux 6 ans après la création de la Réserve Naturelle Nationale Marine de La Réunion. Rapport MNHN/RNMR, 26 pp, Annexes 14 pp.
- Guilloux Y (2018) Le lagon de Saint-Leu devient un cimetière corallien. *Journal de l’île*:12–13.
- Haas AF, Wild C, Altenbach A (2010) Coral reefs in a time of change – case studies to understand potential biogeochemical consequences of phase shifts from corals to benthic algae. Geosciences, Ludwig-Maximilians University, Munich
- Halpern BS (2003) The Impact of Marine Reserves: Do Reserves Work and Does Reserve Size Matter? *Ecological Applications* 13:117–137.
- Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5:361–366.
- Harmelin-Vivien ML (1994) The effects of storms and cyclones on coral reefs: a review. *Journal of Coastal Research*:211–231.
- Harrison HB, Williamson DH, Evans RD, Almany GR, Thorrold SR, Russ GR, Feldheim KA, Van Herwerden L, Planes S, Srinivasan M (2012) Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Current biology* 22:1023–1028.
- Heyward A, Negri A (1999) Natural inducers for coral larval metamorphosis. *Coral reefs* 18:273–279.
- Hoegh-Guldberg O (1999) Climate change, coral bleaching and the future of the world’s coral reefs. *Marine and Freshwater Research* 50.
- Hoegh-Guldberg O, Williamson J (1999) Availability of two forms of dissolved nitrogen to the coral *Pocillopora damicornis* and its symbiotic zooxanthellae. *Marine Biology* 133:561–570.
- Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Hoegh-Guldberg O, McCook L, Moltschanowskyj N, Pratchett MS, Steneck RS, Willis B (2007) Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology* 17:360–365.
- INSEE (2018) La population réunionnaise à l’horizon 2050. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3254355> (accessed June 7, 2021)
- Johnson MD, Comeau S, Lantz CA, Smith JE (2017) Complex and interactive effects of ocean acidification and temperature on epilithic and endolithic coral-reef turf algal assemblages. *Coral Reefs* 36:1059–1070.
- Kennedy DM, Woodroffe CD (2002) Fringing reef growth and morphology: a review. *Earth-Science Reviews* 57:255–277.
- Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & geosciences* 32:1259–1269.
- Lester SE, Halpern BS, Grorud-Colvert K, Lubchenco J, Ruttenberg BI, Gaines SD, Aïramé S, Warner RR (2009) Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384:33–46.

- Lindén O, Souter D, Wilhelmsson D, Obura D (eds) (2002) Coral reef degradation in the Indian Ocean: status report 2002. Cordio, Colombo.
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) Plugging a Hole in the Ocean: The Emerging Science of Marine Reserves. *Ecological Applications* 13:S3–S7.
- Mason B, Beard M, Miller M (2011) Coral larvae settle at a higher frequency on red surfaces. *Coral Reefs* 30:667–676.
- McCook L, Jompa J, Diaz-Pulido G (2001) Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs* 19:400–417.
- McManus JW, Polsenberg JF (2004) Coral–algal phase shifts on coral reefs: Ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography* 60:263–279.
- McClanahan TR, Ateweberhan M, Graham NAI, Wilson SK, Sebastián CR, Guillaume MMM & Bruggemann JH (2007). Western Indian Ocean coral communities: bleaching responses, and susceptibility to extinction. *Marine Ecology Progress Series* 337: 1-13.
- McClanahan TR, Darling ES, Maina JM, Muthiga NA, D’agata S, Leblond J, Arthur R, Jupiter SD, Wilson SK, Mangubhai S, Ussi AM, Guillaume MMM, Humphries AT, Patankar V, Shedrawi G, Pagu J, Grimsditch G (2020) Highly variable taxa-specific coral bleaching responses to thermal stresses. *Marine Ecology Progress Series* 648: 135-151. doi.org/10.3354/meps13402
- McClanahan TR, Darling ES, Maina JM, Muthiga NA, D’agata S, Jupiter SD, Arthur R, Wilson SK, Mangubhai S, Nand Y, Ussi AM, Humphries AT, Patankar VJ, Guillaume MMM, Keith SA, Shedrawi G, Pagu J, Grimsditch G, Ndagala J, Leblond J (2019) Temperature patterns and mechanisms influencing coral bleaching during the 2016 El Niño. *Nature Climate Change* 9: 845-851. Doi.org/10.1038/s41558-019-0576-8
- McClanahan TR, Friedlander AM, Graham NAI, Chabanet P, Bruggemann JH (2020) Variability in coral reef fish baseline and benchmark biomass in the central and western Indian Ocean provinces. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 31:28–42
- McClanahan TR, Graham NAI, MacNeil MA, Muthiga NA, Cinner JE, Bruggemann JH, Wilson SK (2011) Critical thresholds and tangible targets for ecosystem-based management of coral reef fisheries. *P. Natl. A. Sci. USA* 108: 17230-17233
- McClanahan TR, Maina JM, Darling ES, Guillaume MMM, Muthiga NA, D’agata S, Leblond J, Arthur R, Jupiter SD, Wilson SK, Mangubhai S, Ussi AM, Humphries AT, Patankar V, Shedrawi G, Julius P, Ndagala J, Grimsditch G (2020) Large geographic variability in the resistance of corals to thermal stress. *Global Ecology and biogeography* 29 : 2229-2247. doi: 10.1111/geb.13191
- McClanahan TR, et co-auteurs. Observed and predicted coral reef fish diversity, environmental associations, and their distributions in the Western Indian Ocean. Soumis à *Global Ecology and Biogeography*.
- Miller KI, Russ GR (2014) Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. *Ocean & Coastal Management* 96:51–60.
- Montaggioni L, Faure G (1980) Récifs coralliens des Mascareignes : océan Indien. Université de La Réunion, Saint-Denis.
- Montaggioni LF (1978) Recherches géologiques sur les complexes récifaux de l’archipel des Mascareignes (Océan Indien Occidental). Université de La Réunion
- Morse DE, Hooker N, Morse ANC, Jensen RA (1988) Control of larval metamorphosis and recruitment in sympatric agariciid corals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 116:193–217.
- Mumby PJ, Dahlgren CP, Harborne AR, Kappel CV, Micheli F, Brumbaugh DR, Holmes KE, Mendes JM, Broad K, Sanchirico JN, Buch K, Box S, Stoffle RW, Gill AB (2006) Fishing, Trophic Cascades, and the Process of Grazing on Coral Reefs. *Science* 311:98–101.
- Mumby PJ, Harborne AR (2010) Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs. *PLOS ONE* 5:e8657.

- Mumby PJ, Harborne AR, Williams J, Kappel CV, Brumbaugh DR, Micheli F, Holmes KE, Dahlgren CP, Paris CB, Blackwell PG (2007) Trophic cascade facilitates coral recruitment in a marine reserve. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:8362–8367.
- Naim O (1993) Seasonal responses of a fringing reef community to eutrophication (Reunion Island, Western Indian Ocean). *Marine Ecology Progress Series* 99:137–151.
- Negri A, Webster N, Hill R, Heyward A (2001) Metamorphosis of broadcast spawning corals in response to bacteria isolated from crustose algae. *Marine Ecology Progress Series* 223:121–131.
- Negri AP, Flores F, Röthig T, Uthicke S (2011) Herbicides increase the vulnerability of corals to rising sea surface temperature. *Limnology and Oceanography* 56:471–485.
- Norström AV, Nyström M, Lokrantz J, Folke C (2009) Alternative states on coral reefs: beyond coral–macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series* 376:295–306.
- Pasquaud S, Lobry J (2010) Regard critique sur la mise en place d'indicateurs d'évaluation de l'efficacité des aires marines protégées. *Revue Science Eaux & Territoires*:122–125.
- Pastorok RA, Bilyard GR (1985) Effects of sewage pollution on coral-reef communities. *Marine Ecology Progress Series* 21:175–189.
- Payri CE, Benzoni F, André Laure V, Houlbrèque F (2018) Chapitre 25. Le blanchissement corallien de 2016. In: *Nouvelle-Calédonie*. Payri CE (ed) IRD Éditions, p 161–166
- Pelletier D, Mahévas S (2004) ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling* 171:65–84.
- Pelletier É (2018) Les aires marines protégées : évolution récente et perspectives de développement. *Le Naturaliste canadien* 142:167–181.
- Pollnac R, Christie P, Cinner JE, Dalton T, Daw TM, Forrester GE, Graham NAJ, McClanahan TR (2010) Marine reserves as linked social–ecological systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:18262.
- Pomeroy RS, Watson LM, Parks JE, Cid GA (2005) How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean & Coastal Management* 48:485–502.
- Pratchett MS, Hoey AS, Wilson SK (2014) Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 7:37–43.
- Rowley RJ (1994) Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4:233–254.
- Sala E, Costello C, Dougherty D, Heal G, Kelleher K, Murray JH, Rosenberg AA, Sumaila R (2013) A General Business Model for Marine Reserves. *PLOS ONE* 8:1–9.
- Salmon C (2019) Evaluation de la vulnérabilité et de la capacité de réponse de différents systèmes sédimentaires côtiers face aux pressions climatiques en France : systèmes plages-dunes atlantiques (Charente-Maritime), systèmes alluvionnaires et coralliens des îles tropicales hautes et basses (La Réunion, Polynésie française). Université de La Rochelle, La Réunion ; Polynésie française
- Salvat B (1990) Menace et sauvegarde des espèces des récifs coralliens. *Les Cahiers d'Outre-Mer* 43:489–501.
- Salvat B, Aubanel A, Adjeroud M, Bouisset P, Calmet D, Chancerelle Y, Cochenne N, Davies N, Fougerousse A, Galzin R, Lagouy E, Lo C, Monter C, Ponsonnet C, Remoissenet G, Schneider D, Stein A, Tatarata M, Villiers L (2008) Monitoring of French Polynesia coral reefs and their recent development. *Revue d'écologie* 1–2:145.
- Sandin SA, Smith JE, DeMartini EE, Dinsdale EA, Donner SD, Friedlander AM, Konotchick T, Malay M, Maragos JE, Obura D, Pantos O, Paulay G, Richie M, Rohwer F, Schroeder RE, Walsh S, Jackson JBC, Knowlton N, Sala E (2008) Baselines and Degradation of Coral Reefs in the Northern Line Islands. *PLOS ONE* 3:e1548.

- Shaaban AM, Tim RM, Brian EH, Isabelle MC, Lance L (2015) Effects of river sediments on coral recruitment, algal abundance benthic community structure on Kenyan coral reefs. *African Journal of Environmental Science and Technology* 9:615–631.
- Suchley A, Alvarez-Filip L (2018) Local human activities limit marine protection efficacy on Caribbean coral reefs. *Conservation Letters* 11:e12571.
- Sully S, Burkepile DE, Donovan MK, Hodgson G, van Woesik R (2019) A global analysis of coral bleaching over the past two decades. *Nature Communications* 10:5.
- Tedetti M, Bigot L, Turquet J, Guigue C, Ferretto N, Goutx M, Cuet P (2020) Influence of Freshwater Discharges on Biogeochemistry and Benthic Communities of a Coral Reef Ecosystem (La Réunion Island, Indian Ocean). *Frontiers in Marine Science* 7:18.
- Tessier E, Bigot L, Cadet C, Cauvin B, Chabanet P, Conand C, Nicet J-B, Quod J-P (2008) Les récifs coralliens de la Réunion en 2007: état des lieux et réseau de suivi. *Revue d'écologie*:18.
- Toth LT, van Woesik R, Murdoch TJT, Smith SR, Ogden JC, Precht WF, Aronson RB (2014) Do no-take reserves benefit Florida's corals? 14 years of change and stasis in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Coral Reefs* 33:565–577.
- Urbina-Baretto I (2015) Etude des communautés benthiques de platiers récifaux 5 ans après la mise en oeuvre de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion (RNMR). Rapport de Master 2
- Vermeij MJA, Dailer ML, Smith CM (2011) Crustose coralline algae can suppress macroalgal growth and recruitment on Hawaiian coral reefs. *Inter Research. Marine Ecology Progress Series* 422:1–7.
- Viel V, Delahaye D, Reulier R (2014) Impact de l'organisation des structures paysagères sur les dynamiques de ruissellement de surface en domaine bocager. Etude comparée de 3 petits bassins versants bas-normands. *Géomorphologie: relief, processus, environnement* 20:175–188.
- Wenger AS, Fabricius KE, Jones GP, Brodie JE (2015) Effects of sedimentation, eutrophication, and chemical pollution on coral reef fishes. In: *Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Cambridge University Press
- West JM, Salm RV (2003) Resistance and Resilience to Coral Bleaching: Implications for Coral Reef Conservation and Management. *Conservation Biology* 17:956–967.
- Wilkinson C (2000) Status of coral reefs of the world: 2000. Wilkinson C (ed) Australian Institute of Marine Science.
- Williams GJ, Smith JE, Conklin EJ, Gove JM, Sala E, Sandin SA (2013) Benthic communities at two remote Pacific coral reefs: effects of reef habitat, depth, and wave energy gradients on spatial patterns. *PeerJ* 1:e81.
- Williams ID, Polunin NVC (2000) Differences between protected and unprotected reefs of the western Caribbean in attributes preferred by dive tourists. *Environmental Conservation* 27:382–391.

7 ANNEXES

7.1 Annexe 1 - Équipes et chronogramme des opérations

40 stations ont été échantillonnées en 2021 par 6 experts « poissons » et par 4 experts « benthos ». Ils ont été appuyés par 5 éco-gardes pour la logistique sécurité et plongée.

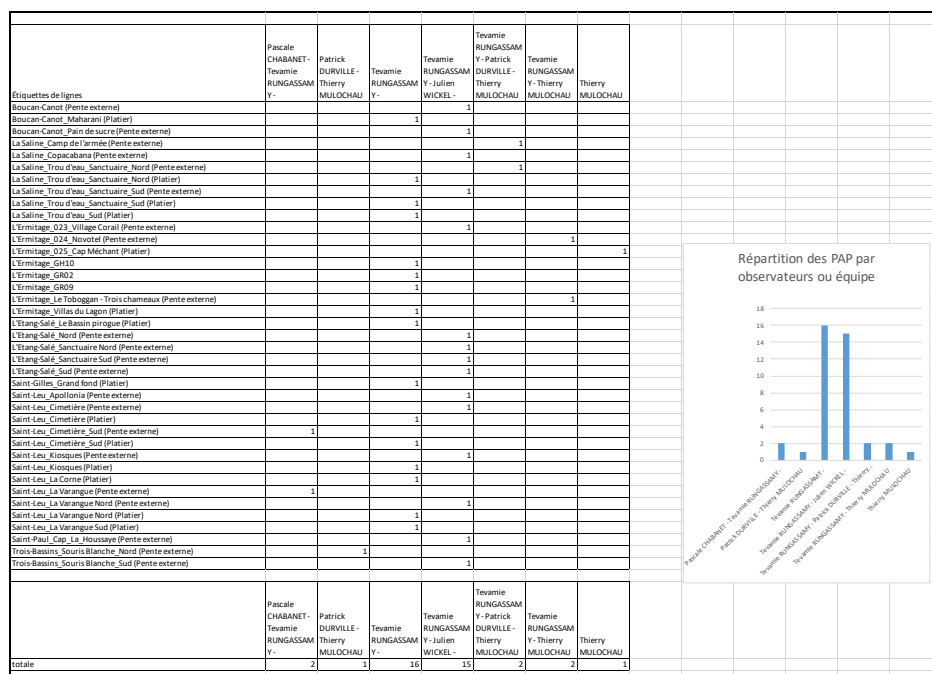


Figure 1 : Répartition des parcours aléatoires « poissons » (PAP) par station réalisés par les différents observateurs lors du Point 2 (2021).

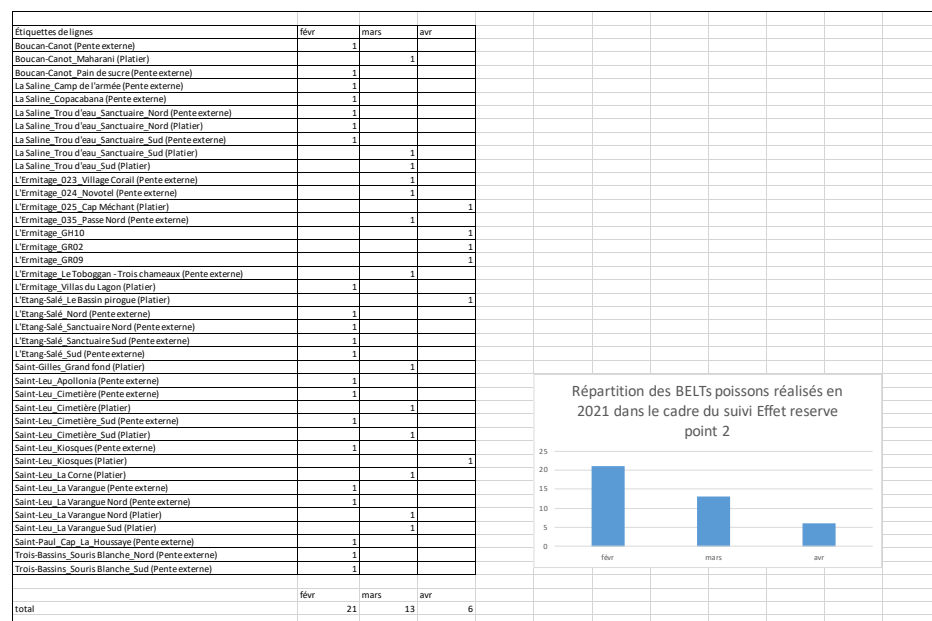


Figure 2 : Répartition des « BELTs poissons » par station et par mois réalisés par les différents observateurs lors du Point 2 (2021).

7.1 Annexe 2

Tableau 1. Les observateurs par station et type de recensements pour la campagne P2 en 2021. Observateurs (en ordre alphabétique) : Observateurs : HB = Henrich Bruggemann, PC = Pascale Chabanet, PD = Patrick Durville, TM = Thierry Mulochau, TR = Tévamie Rungassamy, JW = Julien Wickel.

Secteur BD Recif	Secteur simplifié	Zone	Station	Code station	Obs. BELT	Obs. PA
Saint-Paul	SectNord	Pente Externe	Cap La Houssaye	HOUS	PC-TR	TR-JW
Boucan-Canot	SectNord	Platier	Maharani	MAHF	HB	TR
Boucan-Canot	SectNord	Pente externe	Boucan Canot	BOUS	PD-TM	TR
Boucan-Canot	SectNord	Pente externe	Pain de Sucre	SUCS	PD-TM	TR-JW
Saint-Gilles	SectNord	Platier	Grand Fond	GFOF	HB-PD	TR
L'Ermitage	Ermitage	Platier	Cap Méchant	HZNF	HB	TM
L'Ermitage	Ermitage	Platier	GH10	HZSF	PD	TR
L'Ermitage	Ermitage	Platier	GR09	HSNF	PD-TM	TR
L'Ermitage	Ermitage	Platier	GR02	HSSF	JW	TR
L'Ermitage	Ermitage	Pente externe	Village Corail	HZNS	PD-TR	TR-JW
L'Ermitage	Ermitage	Pente externe	Passe Nord	HZSS	PD-TR	manque BD
L'Ermitage	Ermitage	Pente externe	Novotel	HSNS	PD-TR	TR-TM
L'Ermitage	Ermitage	Pente externe	Trois Chameaux	HSSS	PD-TR	TR-TM
L'Ermitage	LaSaline	Platier	Villas du Lagon	VILF	PD-TM	TR
La Saline	LaSaline	Platier	Trou d'Eau Sanct N	SANF	PD-TM	TR
La Saline	LaSaline	Platier	Trou d'Eau Sanct S	SASF	HB-TM	TR
La Saline	LaSaline	Platier	Trou d'Eau Sud	KABF	HB-TM	TR
La Saline	LaSaline	Pente externe	Copacabana	COPS	PC-PD	TR-JW
La Saline	LaSaline	Pente externe	Trou d'Eau Sanct N	SANS	PD-TM	TR-PD
La Saline	LaSaline	Pente externe	Trou d'Eau Sanct S	SASS	HB-TM	TR-JW
La Saline	LaSaline	Pente externe	Camp de l'Armée	IGES	PD-TM	TR-PD
Trois Bassins	LaSaline	Pente externe	Souris Blanche N	SBNS	PD-TM	PD-TM
Trois Bassins	LaSaline	Pente externe	Souris Blanche S	SBSS	PD-TM	TR-JW
Saint-Leu	SaintLeu	Platier	La Corne	CORF	PD-TM	TR
Saint-Leu	SaintLeu	Platier	Varangue N	VANF	PD-TM	TR
Saint-Leu	SaintLeu	Platier	Varangue S	VASF	HB-PD	TR
Saint-Leu	SaintLeu	Platier	Kiosques	KIOF	JW	TR
Saint-Leu	SaintLeu	Platier	Cimetière	CIMF	TR	TR
Saint-Leu	SaintLeu	Platier	Marine	MARF	HB-PD	TR
Saint-Leu	SaintLeu	Pente Externe	Apolonia	APOS	PD-TM	TR-JW
Saint-Leu	SaintLeu	Pente Externe	Varangue N	VANS	PD-TM	TR-JW
Saint-Leu	SaintLeu	Pente Externe	Varangue S	VASS	PD-TM	PC-TR
Saint-Leu	SaintLeu	Pente Externe	Kiosques	KIOS	PD-TM	TR-JW
Saint-Leu	SaintLeu	Pente Externe	Cimetière	CIMS	PD-TM	TR-JW
Saint-Leu	SaintLeu	Pente Externe	Marine	MARS	PD-TM	PC-TR
L'Etang-Salé	EtangSal	Platier	ES Bassin Piroque	EBPF	TR	TR
L'Etang-Salé	EtangSal	Pente Externe	Etang Salé N	EPNS	PD-TM	TR-JW
L'Etang-Salé	EtangSal	Pente Externe	Etang Salé S	EPSS	PD-TM	TR-JW
L'Etang-Salé	EtangSal	Pente Externe	Etang Salé Sanct N	ESNS	PD-TM	TR-JW
L'Etang-Salé	EtangSal	Pente Externe	Etang Salé Sanct S	ESSS	PD-TM	TR-JW

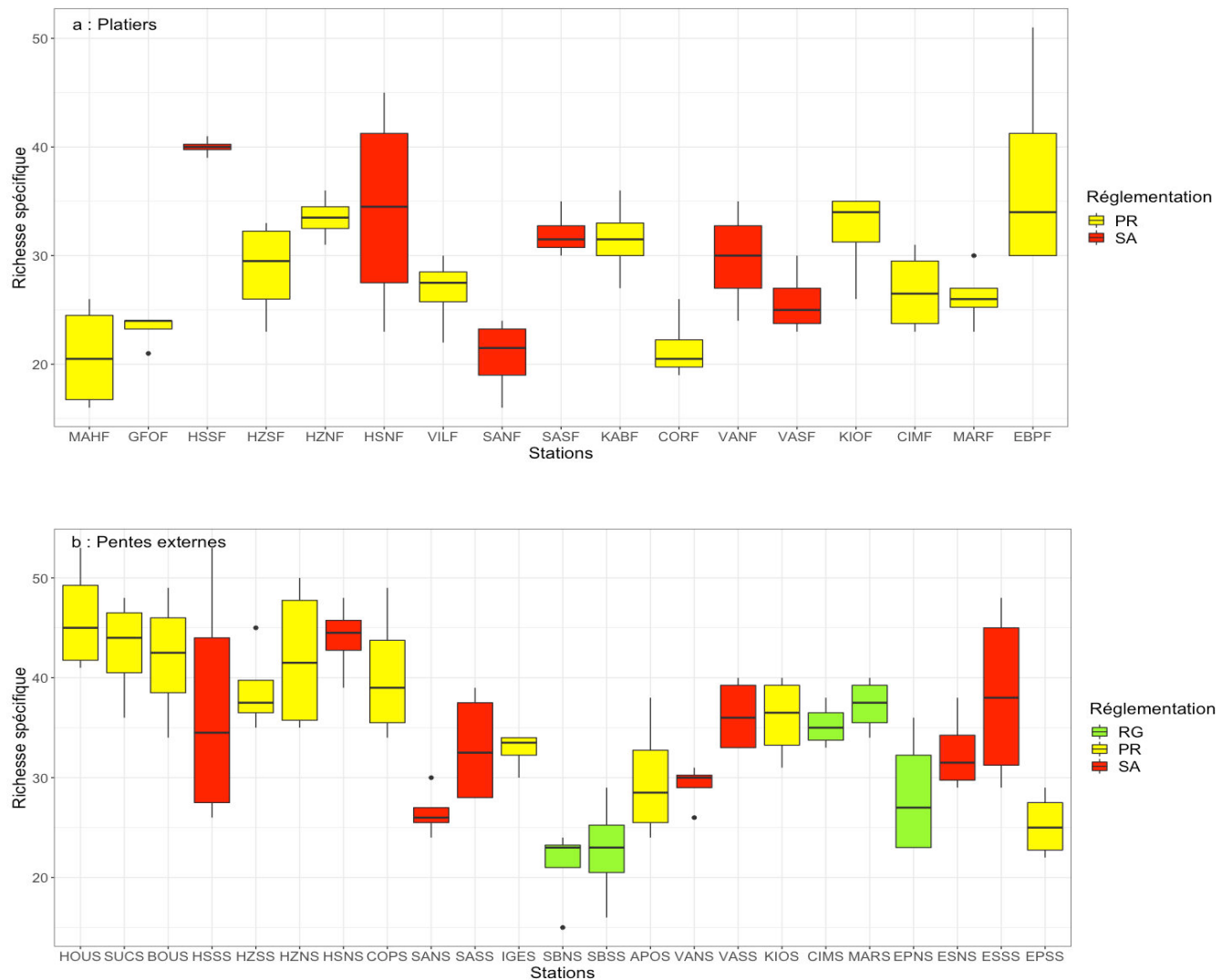
7.2 Annexe 3

Tableau 2. Secteurs et stations recensés pour l'état initial et les suivis de l'effet réserve. Statut de protection : PG = protection générale ; PR = protection renforcée ; SA = sanctuaire.

Secteur simplifié	Zone	Station	Code station	Statut de protection	Long.	Lat.	Campagne		
							P0	P1	P2
SectNord	PE	Cap La Houssaye	HOUS	PR	55,23842	-21,0179		X	X
SectNord	PL	Maharani	MAHF	PR	55,22873	-21,0239		X	X
SectNord	PE	Boucan Canot	BOUS	PR	55,22512			X	X
SectNord	PE	Pain de Sucre	SUCS	PR	55,22828	-21,02167		X	X
SectNord	PL	Grand Fond	GFOF	PR	55,21935	-21,04772		X	X
Ermitage	PL	Cap Méchant	HZNF	PR	55,22038	-21,0791			X
Ermitage	PL	GH10	HZSF	PR	55,22168	-21,0824			X
Ermitage	PL	GR09	HSNF	SA	55,21991	-21,0799			X
Ermitage	PL	GR02	HSSF	SA	55,22068	-21,0808			X
Ermitage	PE	Village Corail	HZNS	PR	55,21662	-21,0717			X
Ermitage	PE	Passe Nord	HZSS	PR	55,21939	-21,0845			X
Ermitage	PE	Novotel	HSNS	SA	55,21630	-21,0791			X
Ermitage	PE	Trois Chameaux	HSSS	SA	55,21701	-21,0813			X
LaSaline	PL	Villas du Lagon	VILF	PR	55,22827	-21,0912	X	X	X
LaSaline	PL	Trou d'Eau Sanct N	SANF	SA	55,23674	-21,0996	X	X	X
LaSaline	PL	Trou d'Eau Sanct S	SASF	SA	55,24004	-21,1015	X	X	X
LaSaline	PL	Trou d'Eau S	KABF	PR	55,24145	-21,1029	X	X	X
LaSaline	PE	Copacabana	COPS	PR	55,22901	-21,0979	X	X	X
LaSaline	PE	Trou d'Eau Sanct N	SANS	SA	55,23455	-21,1026	X	X	X
LaSaline	PE	Trou d'Eau Sanct S	SASS	SA	55,23591	-21,1037	X	X	X
LaSaline	PE	Camp de l'Armée	IGES	PR	55,24491	-21,1086	X	X	X
LaSaline	PE	Souris Blanche N	SBSN	PG	55,25681	-21,1219	X	X	X
LaSaline	PE	Souris Blanche S	SBSS	PG	55,25803	-21,1245	X	X	X
SaintLeu	PL	La Corne	CORF	PR	55,28474	-21,1657	X	X	X
SaintLeu	PL	Varangue N	VANF	SA	55,28482	-21,1720	X	X	X
SaintLeu	PL	Varangue S	VASF	SA	55,28543	-21,1746	X	X	X
SaintLeu	PL	Kiosques	KIOF	PR	55,28597	-21,1837	X	X	X
SaintLeu	PL	Cimetière	CIMF	PG	55,28410	-21,1928	X	X	X
SaintLeu	PL	Marine	MARF	PG	55,28369	-21,1956	X	X	X
SaintLeu	PE	Apolonia	APOS	PR	55,28192	-21,1679	X	X	X
SaintLeu	PE	Varangue N	VANS	SA	55,28243	-21,1726	X	X	X
SaintLeu	PE	Varangue S	VASS	SA	55,28249	-21,1736	X	X	X
SaintLeu	PE	Kiosques	KIOS	PR	55,28412	-21,183	X	X	X
SaintLeu	PE	Cimetière	CIMS	PG	55,28240	-21,1927	X	X	X
SaintLeu	PE	Marine	MARS	PG	55,28162	-21,1947	X	X	X
EtangSal	PL	ES Bassin Piroque	EBPF	PR	55,33292	-21,2695			X
EtangSal	PE	Etang Salé N	EPNS	PG	55,32740	-21,2655		X	X
EtangSal	PE	Etang Salé S	EPSS	PR	55,32898	-21,2712		X	X
EtangSal	PE	Etang Salé Sanct N	ESNS	SA	55,32738	-21,2686		X	X
EtangSal	PE	Etang Salé Sanct S	ESSS	SA	55,32786	-21,2697		X	X

7.3 Annexe 4

Annexe 4. Richesse spécifique sur les stations échantillonnées par transects couloir (BELT)



Les stations échantillonnées en 2021 sont présentées du Nord au Sud. En haut : stations platiers internes ; en bas : stations pentes externes.

7.4 Annexe 5

Annexe 5. Effet de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique des poissons évaluée par parcours aléatoire (PA).

Table de la richesse spécifique cumulée par secteur et par zone géomorphologique au P0 entre un échantillonnage PA de 4 réplicats ou de 2 réplicats. Les valeurs de richesse obtenues avec deux réplicats correspondent à la moyenne des 6 combinaisons possibles de couples réplicats.

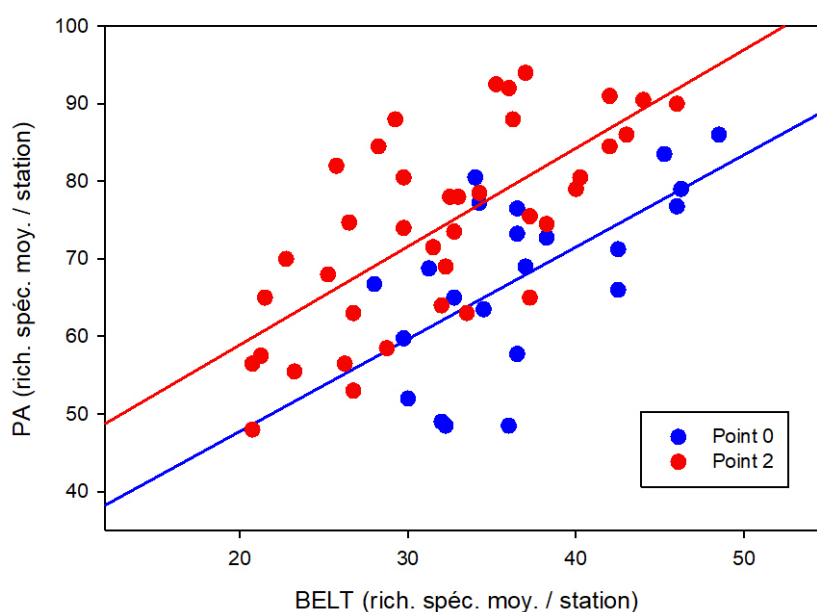
Secteur	Richesse spécifique	
	4 réplicats	2 réplicats
La Saline platier interne	118	100 (± 2)
La Saline pente externe	207	173 (± 3)
Saint-Leu platier interne	170	146 (± 1)
Saint-Leu pente externe	214	180 (± 3)

7.5 Annexe 6

Annexe 6 - Relations entre les moyennes de la richesse spécifique des poissons par station évalué par les deux méthodes de recensements.

La corrélation entre les moyennes par station des richesses spécifique évaluées par les deux méthodes, les transects couloir à dimension fixe (BELT) et les parcours aléatoires (PA), est significative (ANOVA, $F_{1,61} = 23,7$, $p < 0,001$).

Cependant, sur chaque station, la moyenne de la richesse spécifique évaluée par la méthode PA est plus élevée durant la campagne P2 que lors de la campagne P0. Ceci résulte vraisemblablement du fait que les aires prospectées pour les parcours aléatoires étaient plus étendues en 2021 que durant la première campagne, totalisant en plus d'espèces rencontrées. Cette différence en surfaces prospectées lors les PA entre les deux campagnes explique la contradiction des résultats BELT et PA sur l'évolution de la richesse spécifique des poissons présents sur les stations : la richesse ichthyologique a donc réellement diminué depuis le P0.



Relation entre les moyennes par station de la richesse spécifique évaluée par méthode BEST et la méthode PA pour les deux campagnes.