



HAL
open science

UTOPIAN - Etat écologique des récifs coralliens de La Réunion 2021-2023 - Bilan d'activité 2023-2024

Broudic Léo, Mathieu Pinault, Claud Romain

► **To cite this version:**

Broudic Léo, Mathieu Pinault, Claud Romain. UTOPIAN - Etat écologique des récifs coralliens de La Réunion 2021-2023 - Bilan d'activité 2023-2024. BESTRUN. 2024. hal-04500941v2

HAL Id: hal-04500941

<https://hal.science/hal-04500941v2>

Submitted on 9 Jul 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Public Domain



BILAN D'ACTIVITÉ 2023-2024

UTOPIAN ETAT ECOLOGIQUE DES RECIFS CORALLIENS ET HERBIERS MARINS DE LA REUNION

21 mars 2024

Dans le cadre du programme



Avec le soutien financier de



AVEC LE SOUTIEN FINANCIER DE :

SOS Corail de la Fondation de la Mer et de l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens

RÉDACTION :

Léo BROUDIC (BEST RUN)

Mathieu PINAULT (MAREX – ENTROPIE)

PARTENAIRES SCIENTIFIQUES :

Lionel BIGOT (UR – ENTROPIE)

Lucie PENIN (UR – ENTROPIE)

Tévamie RUNGASSAMY (RNMR)

Julien WICKEL (MAREX)

Jean Benoit NICET (MAREX)

Margot THIBAUT (BEST RUN – ENTROPIE)

Touria BAJJOUK (IFREMER)

Florence TRENTIN (VieOcéane)

Sylvain PIOCH (UM3 – LAGAM)

VERSION EN DATE DU :

21 mars 2024

À CITER SOUS LA FORME :

Broudic, L., Pinault, M., Claud, R, (2024). UTOPIAN 2023-2024 – État écologique des récifs coralliens de La Réunion. 30 p + annexes.

GLOSSAIRE

- ANOVA : ANalysis Of VAriance (i.e. Analyse de Variance)
- BACI : Before-After Control-Impact
- CONSTRUI : CONcertation pour une résilience et reconSTRUctIon
- CORRAM : COral Reef Rapid Assessment Method
- CPCe : Coral Point Count with Excel extensions[©]
- DCE : Directive Cadre sur l'Eau
- DAR : Dépression d'Arrière Récif
- ERC : Séquence Éviter, Réduire et Compenser les impacts environnementaux
- GCRMN : Global Coral Reef Monitoring Network
- HR : Hors Réserve
- IFRECOR : Initiative Française pour les REcifs COralliens
- LIT : Line Intercept Transect
- MERCI-Cor : Méthode pour Éviter, Réduire et Compenser les Impacts sur les récifs Coralliens
- MOUVE : MOUVement des masses d'Eau du complexe récifal de l'Hermitage – La Saline
- MSA : Médium Scale Approach
- NOTRe : Nouvelle Organisation Territoriale de la République
- OFB : Office Française pour la Biodiversité
- PAPI : Programme d'Action de Prévention d'Inondation
- PE : Pente Externe
- PL : Platier
- PLU : Plan Local d'Urbanisme
- RAM : Rapid Assessment Method
- RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance
- RNMR : Réserve Naturelle Marine de La Réunion
- SAR : Schéma d'Aménagement Régional
- SCoT : Schéma de Cohérence Territoriale
- SEARAM : SEAggrass Rapid Assessment Method
- SNAP : Stratégie Nationale pour les Aires Protégées
- UVC : Underwater Visual Census
- ZPG : Zone de Protection Générale
- ZPI : Zone de Protection Intégrale
- ZPR : Zone de Protection Renforcée

SOMMAIRE

1 – RÉSUMÉ DES OBJECTIFS DU PROJET	5
2 – PERSONNES PRÉSENTES LORS DES SORTIES SUR LES PENTES EXTERNES	6
3 – CALENDRIER DES SORTIES SUR LES PENTES EXTERNES	6
4 – MATÉRIEL ET MÉTHODES	7
5 – RÉSULTATS, DISCUSSIONS	9
5.1. État écologique des récifs coralliens et écosystèmes associés de La Réunion	9
5.2. Comparaison des résultats acquis entre secteurs géographiques	13
5.3. Comparaison des résultats acquis entre complexes récifaux	14
5.4. Comparaison des résultats acquis entre niveaux de protection de la RNMR	17
6 – CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	20
7 – BIBLIOGRAPHIE	27
8 – ANNEXES	31

1- RÉSUMÉ DES OBJECTIFS DU PROJET

Depuis 2021, le projet UTOPIAN s'est fixé trois objectifs : (i) spatialiser et quantifier l'état écologique des récifs coralliens de La Réunion, (ii) comprendre la distribution spatiale de l'état écologique face aux pressions environnementales, en hiérarchisant leur importance relative, et (iii) accompagner les pouvoirs publics vers une considération de l'état écologique des récifs coralliens dans la planification territoriale. Ce rapport clôt le premier objectif et vient compléter les premières phases du projet. Le projet MOUVE (septembre 2022 - avril 2024) mené parallèlement au programme UTOPIAN, a pour objectif de modéliser les courants et les panaches de dispersion en sortie des principales ravines de l'ouest et apportera des éléments de réponse au second objectif.

L'ensemble épi-récifal (platiers), allant de Cap Champagne à Grand Bois a été étudié selon un effort d'échantillonnage inédit (3 038 stations, Pinault et Broudic, 2023) tout en recherchant des liens de causalité entre les pressions environnementales (naturelles et anthropiques) et l'état écologique des récifs de Saint-Pierre et Terre-Sainte (Broudic et Pinault, 2022). La pente externe (1 149 stations, du front récifal jusqu'à -15m) et la dépression d'arrière récif (425 stations, dont 92 avec présence d'herbiers) ont été échantillonnées de février à mai 2023, complétant ainsi la couverture spatiale du projet à l'ensemble des récifs de l'île, jusqu'à 15 m de profondeur. Les métriques retenues dans cette étude illustrent à la fois la structure de l'écosystème (architecture 3D, richesse spécifique), sa vitalité écologique (mécanismes de régulation intrinsèques, dynamique démographique) et la richesse et l'abondance des peuplements associés (poissons et macro-invertébrés).

Pour chaque métrique acquise *in situ*, des cartes ont été produites à l'aide d'outils d'interpolation spatiale (krigeage ordinaire, Mathéron, 1963). Des ratios surfaciques ont été calculés sur la base de ces modèles. La représentation de l'information modélisée permet une déduction des zones à fort enjeu écologique, tout en apportant des pistes de réflexion sur les liens entre perturbations écologiques et pressions naturelles et/ou anthropiques. Des tests statistiques ont également permis de comparer l'état écologique des différents complexes récifaux et des niveaux de protection en vigueur de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion (RNMR). Les zones de protection intégrale ont pu être échantillonnées après obtention de l'autorisation d'y pénétrer le temps des campagnes de terrain (platier en 2022 et pente externe en 2023).

Ce travail d'acquisition, associé à une bancarisation des données dans BD Récif[®] (référentiel en cours de validation par l'Ifremer) et Sextant[®], et de valorisation, *via* un atlas cartographique (2025), fait office d'état écologique 2023 des récifs de La Réunion, selon les méthodes dites de Rapid Assessment (RAM), et fournit un référentiel régional pour les métriques évaluées. Le projet CONSTRUI (CONcertation pour une résilience et reconSTRUction des récifs coralliens), dont l'un des objectifs est d'ajuster le zonage des réserves de protection forte de la RNMR et les études d'impact environnemental de projets d'aménagement ayant des impacts attendus sur le milieu récifal, pourront s'appuyer sur ce travail pour concilier leurs objectifs avec la préservation des zones à fort enjeu écologique (séquence Éviter, Réduire, Compenser - ERC).

Les méthodes et métriques employées dans cette étude, développées dans le cadre du programme MERCI-Cor depuis 2016 (Pinault *et al.*, 2017), feront l'objet d'un guide méthodologique IFRECOR prévu en 2024. Un travail de recherche d'un compromis entre parcimonie d'échantillonnage (réduction du nombre de stations) et conservation de la précision de l'information est par ailleurs en cours (Broudic *et al.*, [in prep](#)). Les premiers résultats soulignent qu'une réduction d'environ la moitié des

stations permettrait de conserver une qualité d'interpolation similaire à l'effort d'échantillonnage actuel et faciliterait la réplique de l'évaluation des récifs de l'île selon les mêmes méthodes, dans un délai à définir (suivis diachroniques).

Ce projet s'ancre dans un contexte historique de suivi monitoring des récifs coralliens, initié depuis 1998 à La Réunion. Ces réseaux de surveillance (GCRMN, Suivi Réserve, RCS DCE), réalisés sur stations sentinelles (stations fixes, échantillonnées à pas de temps réguliers), fournissent des résultats sur les tendances évolutives fines subies par les récifs coralliens depuis 26 ans, mais peinent à fournir une information représentative de l'état écologique des récifs de l'île dans leur ensemble (Monnier *et al.*, 2021). Inversement, le présent projet fournit des informations spatialisées sur l'état écologique des récifs (0 à 15 m de profondeur), permettant une cartographie des zones d'enjeu et une représentation en tout point des valeurs des 13 métriques récifales mesurées (plus 9 métriques herbiers). En revanche, ces métriques, estimées par méthodes d'évaluation rapide (RAM), ne fournissent pas la précision des réseaux de surveillance, dont l'échantillonnage d'une station nécessite 45 à 90 min.

Le projet UTOPIAN a ainsi été conçu pour fournir une approche spatialisée des récifs de La Réunion, en complément de l'étude des tendances évolutives, réalisée sur les stations sentinelles des réseaux de surveillance en cours à La Réunion. Cette étude, réalisée sur la base de la carte des habitats de Nicet *et al.*, 2016, sera actualisée lors de la publication de l'atlas des récifs de La Réunion, suite à la validation de la nouvelle carte des habitats récifaux, prévue en 2024 (*in prep*). À cette occasion, il est probable que les surfaces de récifs et les valeurs moyennes des métriques fournies dans ce rapport diffèrent légèrement. Cette légère différence attendue n'affectera pas la fiabilité des informations fournies dans ce rapport, mais rappelle que les données spatialisées sont relatives au territoire étudié et que, s'il varie, les données calculées en seront également affectées (Boria *et al.*, 2014).

2- PERSONNES PRÉSENTES LORS DES SORTIES SUR LES PENTES EXTERNES

Léo Broudic (26 sorties)
 Romain Claud (26 sorties)
 Mathieu Pinault (3 sorties)

3- CALENDRIER DES SORTIES SUR LES PENTES EXTERNES

Tableau 1 : Date et lieu d'acquisition de données sur les pentes externes des récifs de La Réunion.

Date de sortie	Site	Date de sortie	Site
10/02/2023	Baie de Saint-Leu	16/03/2023	Grand Fond
13/02/2023	Baie de Saint-Leu	23/03/2023	Hermitage – La Saline
14/02/2023	Baie de Saint-Leu	24/03/2023	Baie de Saint-Leu
17/02/2023	Hermitage – La Saline	29/03/2023	Saint-Pierre – Terre-Sainte
23/02/2023	Baie de Saint-Leu	07/04/2023	Hermitage – La Saline
27/02/2023	Baie de Saint-Leu	11/04/2023	Baie de Saint-Leu
28/02/2023	Hermitage – La Saline	12/04/2023	Saint-Pierre – Terre-Sainte
02/03/2023	Hermitage – La Saline	13/04/2023	Hermitage – La Saline
03/03/2023	Hermitage – La Saline	21/04/2023	Saint-Pierre – Terre-Sainte
08/03/2023	Hermitage – La Saline	24/04/2023	Saint-Pierre – Terre-Sainte
13/03/2023	Hermitage – La Saline	24/04/2023	Grand Bois
14/03/2023	La Souris Chaude	12/05/2023	Étang-Salé
15/03/2023	Hermitage – La Saline	15/05/2023	Grande Anse
		TOTAL	26 sorties

4- MATÉRIELS ET MÉTHODES

L'état écologique des récifs coralliens (pentes externes, platiers, dépressions d'arrière récif - DAR) de La Réunion a été évalué selon les méthodes CORRAM et SEARAM (Pinault *et al.*, [in prep](#)) en quatre campagnes de terrain (Tableau 2). Le plan d'échantillonnage a été adapté au contexte des différents complexes récifaux (Figure 1) et des différents ensembles géomorphologiques (Nicet *et al.*, 2016). Les métriques des méthodes CORRAM et SEARAM évaluées *in situ* sont rappelées en annexes 1 et 2.

Les platiers de Cap Champagne, Colimaçons, Saint-Pierre et Terre-Sainte, ont été échantillonnés entre septembre et décembre 2021, lors de la première campagne d'UTOPIAN (Broudic et Pinault, 2022). Les platiers de Grand Fond, l'Hermitage – La Saline, Souris Chaude, Kelonia, Saint-Leu, Pointe au Sel, Étang-Salé, Grand Bois et le bassin de baignade de Grande Anse, ont nécessité une deuxième phase de terrain, réalisée entre septembre et décembre 2022 (Pinault et Broudic, 2023).

Une troisième campagne a eu lieu de février à mai 2023 sur les pentes externes de Grand Fond, l'Hermitage – La Saline, Souris Chaude, Kelonia, Colimaçons, Saint-Leu, Étang-Salé, Saint-Pierre – Terre-Sainte, Grand Bois et Grande Anse. Enfin, dans la même temporalité que la troisième campagne, une quatrième phase de terrain a permis d'évaluer la faune mobile et l'état écologique des peuplements de substrats meubles (présence locale d'herbier), au sein des DAR de l'Hermitage – La Saline, Saint-Leu, Étang-Salé et Saint-Pierre, en lien avec le programme de cartographie des herbiers de La Réunion, porté par le GIE MAREX pour le compte de la RNMR (Nicet *et al.*, 2024).

Au total, 4 687 points fixes et 1 679 cheminements aléatoires ont été échantillonnés sur l'ensemble des récifs de La Réunion (Annexe 3). Les zones de protection intégrale ont pu être échantillonnées suite à une demande d'autorisation au Conseil Scientifique de la RNMR, couvrant les campagnes 2 et 3. Les surfaces correspondantes étudiées sont présentées en annexes 4 et 5.

Tableau 2 : Synthèse des campagnes de terrain. CHA : Cap Champagne, COL : Colimaçons, STP : Saint-Pierre, TST : Terre Sainte, GDF : Grand Fond, GDA : Grande Anse, HER : Hermitage – La Saline, STL : Saint-Leu, ETG : Étang-Salé

Camp	Complexes récifaux échantillonnés	Ensembles géomorphologiques échantillonnés	Densité de stations par ha		Nombre de stations	
			Points fixes	Chemi Aléat.	Points fixes	Chemi Aléat.
1 (2021)	CHA, COL, STP, TST	Platiers	23,1	4,8	939	193
2 (2022)	GDF à KEL, STL à ETG, GDB à GDA	Platiers	8,3	2,6	2 192	707
3 (2023)	GDF à GDA	Pentes externes	2,2	1,1	1 131	598
4 (2023)	HER	DAR (avec herbier)	46,0	25,6	115	64
	STL, ETG, STP	DAR (sans herbier)	3,1	1,2	310	117
Total					4 687	1 679

Les stations de platiers et de DAR ont été échantillonnées entre 9 h et 15 h, au cours des 4 h encadrant la haute mer, avec des visibilitées supérieures à 6 m et par mers très calmes, afin de permettre un accès des plongeurs aux platiers externes, situés les plus proches du front récifal et selon les recommandations de l'étude spatio-temporelle de la population d'*Epinephelus merra* à La Réunion (Pinault, 2021). Les stations de pente externe ont été échantillonnées de février à mai, entre 9 h et 15 h, par vents faibles, houles faibles et visibilitées supérieures à 15 m, afin de permettre un accès sécurisé des plongeurs et le recensement des espèces de poissons et de macro-invertébrés dans des conditions

optimales (English *et al.*, 1997, Hill et Wilkinson, 2004). Les métriques mesurées ont été calibrées entre les plongeurs et les stations situées à proximité des stations sentinelles du GCRMN (7 stations de pente externe et 7 stations de platiers) ont été comparées aux résultats du réseau de surveillance pour les années 2021-2023 afin d'assurer la fiabilité des estimations fournies (pour plus de détails sur les méthodes de terrain et d'inter-calibration, cf. Broudic et Pinault, 2022, Pinault et Broudic, 2023).

La spatialisation des résultats a été réalisée par des analyses d'interpolation (krigeage ordinaire - pixel de 1 m selon Oyana, 2020) sur l'emprise cumulée des pentes externes et platiers pour les peuplements benthiques de substrats durs (récifs coralliens), sur l'emprise des DAR pour les peuplements benthiques de substrats meubles (herbiers et sable nu) et sur l'emprise cumulée des pentes externes, des platiers et des DAR pour la faune mobile associée (poissons et macro-invertébrés, dont le résultat des holothuries sur la DAR et le platier sont en cours de publication par Corbel *et al.* (in press). Les emprises ont été calculées à partir de la carte des habitats récifaux de Nicet *et al.* (2016). Les cartes des résultats sont fournies en annexe 6.



Figure 1 : Carte des différents complexes récifaux échantillonnés au cours du projet UTOPIAN

Sur la base des données interpolées, des ratios surfaciques ont été calculés (i.e. proportion de la surface totale couverte par un intervalle spécifique de valeurs, ou "surface area ratio" – Bythell, 1997). Une distinction a été faite entre les secteurs géographiques de l'ouest, allant de Grand Fond à Étang-Salé et du sud, allant de Saint-Pierre à Grande Anse. Des comparaisons de moyennes entre secteurs géographiques, complexes récifaux et niveaux de protection de la RNMR ont également été réalisées après normalisation des données. Afin de conserver la symétrie dans les analyses de comparaison, un test de puissance nous a permis de définir le nombre de 65 données (tirage aléatoire sans remise) à sous-échantillonner dans chaque groupe pour atteindre le seuil de 90% (Games et Lucas, 1966, McIntosh, 2015). Après contrôle de l'homoscédasticité (Bartlett) et de la normalité des résidus (Shapiro-test), des ANOVA, suivies de tests à *posteriori* de Tukey, ont été réalisées.

5- RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

5.1. ÉTAT ÉCOLOGIQUE DES RECIFS CORALLIENS ET ECOSYSTEMES ASSOCIÉS DE LA RÉUNION

Peuplements benthiques de substrats durs (platiers et pentes externes)

Sur les 836 ha de substrats durs récifaux, recensés entre 0 et 15 m de profondeur à La Réunion (Nicet *et al.*, 2016), 18% ± 16% étaient, lors de l'échantillonnage (2021-2023), recouverts par les coraux sclérentiniens (10% ± 15% sur les platiers et 25% ± 13% sur les pentes externes) (Figure 2). La densité moyenne de coraux juvéniles (≤ 5 cm, selon Penin *et al.*, 2010) était de $2,7 \pm 1,0$ juv./m². Le genre *Acropora* représentait 15% ± 18% du recouvrement corallien total (12% ± 24% sur les platiers et 22% ± 13% sur les pentes externes). Le peuplement corallien était dominé à 57% par des formes encroûtantes, massives, sub-massives ou digitées. Les formes branchues et tabulaires ne représentaient que 11% des peuplements coralliens, dont la majorité était observée sur les pentes externes de Saint-Pierre à Grande Anse (faciès à *Acropora abrotanoides*) et, dans une moindre mesure, sur les bordures des platiers internes à colonies anastomosées (faciès à *Acropora muricata*).

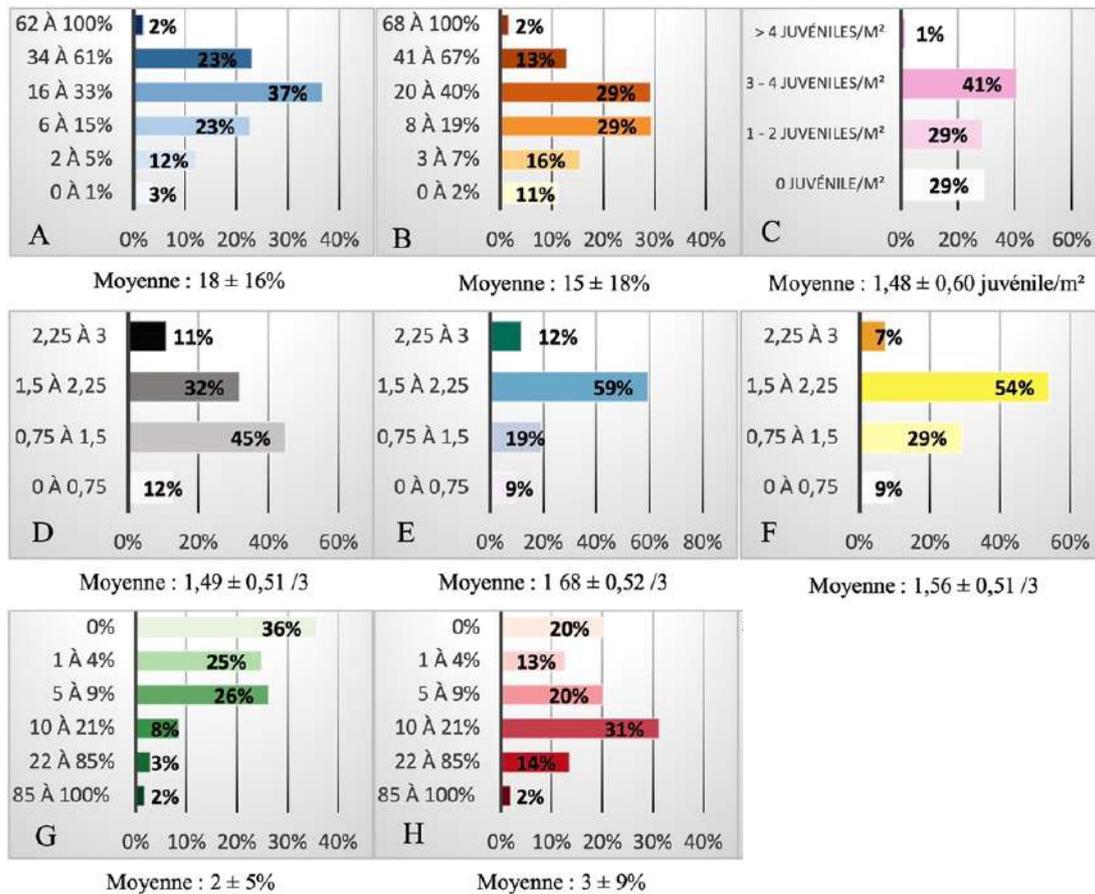


Figure 2 : Ratios surfaciques des métriques d'évaluation des peuplements benthiques de substrats durs, sur l'ensemble des 836 ha de platiers et pentes externes situés entre 0 et 15 m de profondeur à La Réunion. A : Recouvrement corallien, B : Pourcentage du genre *Acropora* au sein du peuplement corallien, C : Densité de coraux juvéniles, D : Complexité structurelle des colonies coralliennes, E : Diamètre des colonies coralliennes, F : État de santé des colonies coralliennes, G : Recouvrement par les algues dressées (> 2cm), H : Recouvrement par la faune sessile benthique non corallienne. La correspondance des scores des graphiques D, E et F avec les caractéristiques écologiques évaluées est présentée en annexe 1.

Du point de vue de leur état de santé, les colonies coralliennes présentaient de fréquentes nécroses et symptômes de maladies (mais peu de débris sur les pentes externes). Le recouvrement moyen par les algues dressées (> 2cm, excluant le turf) était de $2\% \pm 5\%$ ($1\% \pm 6\%$ sur les platiers et $3\% \pm 5\%$ en pentes externes). Les genres les plus fréquemment observés en pentes externes étaient *Dictyota*, *Padina* et *Halimeda*, associés à des *Rhodophyta* dans le sud (*Actinotrichia sp.*, *Galaxaura sp.*, *Jania sp.*). Les platiers étaient colonisés par des assemblages de *Rhodophyta*, *Chlorophyta* et *Ochrophyta* à forte tendance nitrophile (com. pers. Zubia, 2024), principalement en bordure de platier interne (platier à colonies anastomosées), entre les branches de colonies d'*Acropora muricata* mortes ou nécrosées.

Le recouvrement moyen par la faune sessile opportuniste, favorisée par les milieux enrichis en matière organique (Bednarz *et al.*, 2012, Cruz *et al.*, 2016, Roth *et al.*, 2018, Fabricius et Dommissé, 2000, Allchurch *et al.*, 2022), était de $3\% \pm 9\%$ ($1\% \pm 5\%$ sur les platiers et $6\% \pm 10\%$ en pentes externes). Les coraux mous (*Sinularia sp.*, *Sarcophyton sp.*, *Lobophytum sp.*, *Dendronephthya sp.*) étaient majoritaires en pentes externes, tandis que les platiers étaient colonisés par une communauté plus diversifiée, associant coraux mous, zoanthaires (*Palythoa sp.*), corallimorphes (*Rhodactis sp.*), anémones (*Gyactis sp.*) et éponges (*Lamellodysidae herbaceae*, *Sphaciospongia sp.*, *Cliona sp.*). Les patches les plus vastes de corallimorphes et anémones se trouvaient au nord de La Saline, en bordure de platier interne, tandis que *L. herbaceae* était majoritaire sur le platier d'Étang-Salé.

Si l'on compare les couvertures coralliennes estimées au cours de cette étude aux moyennes des stations sentinelles échantillonnées les mêmes années (2021-2023), dans le cadre des réseaux de surveillance, les résultats du Global Coral Reef Monitoring Network (2022) font état de $23\% \pm 14\%$ de couverture corallienne sur les platiers et de $37\% \pm 8\%$ sur les pentes externes (RNMR, 2022). Le point 2 du suivi de l'effet réserve (2021) fournit quant à lui des valeurs de $15\% \pm 10\%$ sur les platiers et de $14\% \pm 7\%$ sur les pentes externes (Bigot *et al.*, 2022). Enfin, le réseau de contrôle de surveillance des peuplements de substrats durs de la DCE (2021), réalisé uniquement sur les pentes externes, fournit une valeur moyenne de $24\% \pm 7\%$ (Wickel *et al.*, 2021).

Ces différences importantes observées entre réseaux de surveillance sont principalement dues à leurs méthodes d'échantillonnage (photo-quadrats + CPCe pour le suivi réserve, LIT pour le GCRMN et le RCS DCE), leurs nombres de stations (23 PE + 14 PL pour le suivi réserve, 7 PE + 7 PL pour le GCRMN, 14 PE pour le RCS DCE), leurs localisations (Cap La Houssay à Étang Salé pour le suivi réserve, Saint-Gilles à Saint-Pierre pour le GCRMN, Grand Fond à Terre-Sainte pour le RCS DCE) et leurs profondeurs sur pentes externes (15 ± 2 m pour le suivi réserve, 12 ± 1 m pour le GCRMN et le RCS DCE), différents selon les objectifs fixés (ex. protocole de type BACI : Before-After Control-Impact, suivi temporel de stations situées dans des habitats caractéristiques, suivi simultané d'autres taxons nécessitant des conditions environnementales spécifiques). Cet exemple de comparaison illustre la difficulté des réseaux de surveillance à fournir des valeurs représentatives des récifs dans leur ensemble et l'intérêt de recourir à des méthodes de spatialisation (Monnier *et al.*, 2021).

Peuplements benthiques de substrats meubles (DAR)

En 2023, sur l'ensemble des 103,7 ha de substrats meubles des DAR de La Réunion (Nicet *et al.*, 2016), seuls deux secteurs juxtaposés de 1,3 ha (nord) et 1,2 ha (sud) d'herbier monospécifiques à *Syringodium isoetifolium* ont été observés entre la plage des Brisants et l'Hermitage (Figure 3 – secteurs verts). L'ensemble des métriques mesurées au sein de ces secteurs présentaient de très faibles

valeurs, notamment une moyenne de fragmentation de $83\% \pm 19\%$. Toutefois, ces secteurs étant, lors de l'échantillonnage les seuls reliquats significatifs de l'herbier réunionnais, ces valeurs fournissent un référentiel régional de l'état écologique des herbiers de La Réunion selon la méthode SEARAM. Les sites dont la présence d'herbiers avait été signalée en 2013 dans les travaux de Cuvillier (2016, 2017), situés à proximité de la passe de l'Hermitage et devant le site de Planch'Alizés à La Saline, ont quant à eux disparu au cours de cette dernière décennie, estimant à plus de 80% la perte subie par cet écosystème durant cette période (com. pers. Cuvillier, 2024).

Ainsi, seule une surface de 450 m^2 ($< 2\%$ de l'herbier), située au sein du secteur nord, présentait une faible fragmentation (larges patches coalescents couvrant 51% à 70% des substrats meubles) et que deux surfaces de 750 m^2 et 700 m^2 (5,8%), également situées au sein du secteur nord, présentaient une fragmentation modérée (patches nombreux et rapprochés couvrant 31% à 50% des substrats meubles). Le reste de l'herbier (92,3%), dont l'ensemble du secteur sud, présentait une forte fragmentation (petits patches isolés couvrant 1% à 30% des substrats meubles - Annexe 7). Les taux de recouvrement au sein des patches d'herbier suivaient la même tendance spatiale, avec seulement deux surfaces ($2\,700 \text{ m}^2$ dans le secteur nord et 450 m^2 dans le secteur sud) aux taux de recouvrement compris entre 31% et 45%. Le reste de l'herbier (94%) présentait des taux de recouvrement inférieurs à 30%. L'étude révèle également des hauteurs de canopée majoritairement comprises entre 4 et 7 cm, avec une tendance au raccourcissement des brins de *Syringodium* (1 à 3 cm) en périphérie des secteurs nord et sud.



Figure 3 : Enveloppe d'herbier relictuel à La Réunion en 2023 - En blanc : surface pré-identifiée par ortho-photographie comme potentiellement colonisée par l'herbier. En vert : secteurs réellement colonisés par l'herbier, suite à la vérité terrain de 2023 (adaptée d'après Nicet et al., 2024).

Les pourcentages de colonisation des brins par l'épibiose révèlent des taux d'envahissement globalement faibles, mais plus abondants sur les secteurs les plus colonisés par l'herbier (faible fragmentation, fort taux de recouvrement, hauteur de canopée élevée), probablement également les plus anciens, ce qui pourrait expliquer leur colonisation plus importante. En effet, si cette variable est influencée par l'état écologique des masses d'eau (turbidité, matière organique, nutriments, etc.), les organismes épibiontes (algues, hydriaires, bryozoaires, etc.) étant généralement avantagés par des conditions sanitaires dégradées, et par les usages locaux (pêche, dégradation des habitats récifaux adjacents, etc.), les épibiontes pouvant être régulés par une pression de prédation assurée par certaines espèces de poissons et d'invertébrés, elle dépend également de la vitesse de renouvellement des feuilles du plant colonisé et donc du métabolisme de l'espèce hôte (Vergés et al., 2011).

Poissons et macro-invertébrés (DAR, platiers et pentes externes)

Sur les 939 ha de DAR, platiers et pentes externes (0 à -15 m) recensés à La Réunion (Nicet *et al.*, 2016), la densité moyenne des oursins était, lors de l'échantillonnage (2021-2023), de $3,6 \pm 1,2$ ind./m² avec une abondance relative des espèces dominantes : *Echinothrix sp.* (la distinction entre *E. diadema* et *E. calamaris* n'a pas pu être faite sur le terrain), *Echinometra mathaei* et *Stomopneustes variolaris* de 50%, 38% et 11% du peuplement total respectivement, dont 80% étaient localisés sur les platiers (Annexe 8). Les espèces *Diadema savignyi*, *Toxopneustes pileolus* et *Heterocentrotus mamillatus* ont été observées respectivement 414 fois, 2 fois et 2 fois. La mortalité d'oursins signalée en août 2023, dont les conséquences ont été observées lors du RCS DCE de 2024 (Wickel *et al.*, in prep), justifierait un nouveau recensement.

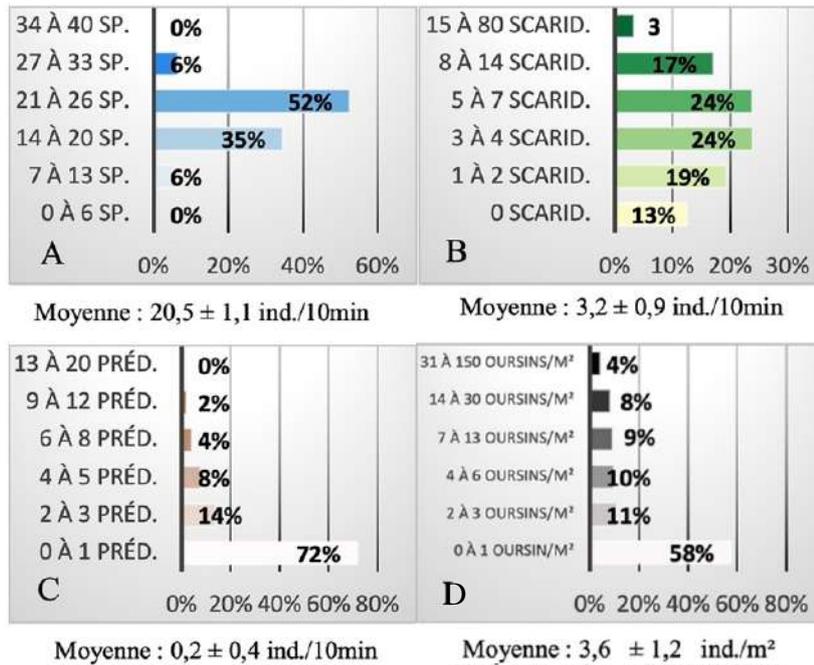


Figure 4 : Ratio surfacique des métriques de la faune mobile sur l'ensemble du récif. A : Diversité du peuplement ichthyologique, B : Abondance des Scaridae, C : Abondance des prédateurs supérieurs, D : Abondance des oursins herbivores

La richesse spécifique moyenne des six familles de poissons étudiées (Pomacentridae, Chaetodontidae, Acanthuridae, Labridae, Scaridae et Pomacanthidae – selon Allen et Werner, 2002) était de $20,5 \pm 1,1$ espèces par 10 minutes d'observation. En outre, plus de la moitié des surfaces étudiées (52%) possédaient une richesse comprise entre 21 et 26 espèces (Figure 4). Une nouvelle espèce pour la science pourrait avoir été observée et photographiée au niveau du front récifal de chaque complexe récifal (*Plectroglyphidodon cf randalli* – com. pers. Fricke R. 2023). Un prélèvement permettrait de confirmer cette identification. Le signalement d'une nouvelle espèce de Scaridae : *Scarus viridifucatus*, réalisé proche de la zone de protection intégrale de Saint-Leu, complète la liste officielle des poissons de La Réunion (Fricke *et al.*, 2009).

Concernant les prédateurs apicaux de plus de 20 cm, un déficit a été observé sur les platiers, avec 89% de leur surface peuplée par des densités inférieures à 1 individu par 10 minutes d'observation. Sur les 524 ha de pentes externes, situés entre 0 et 15 m de profondeur (Nicet *et al.*, 2016), leur densité moyenne était de $0,5 \pm 0,4$ ind./10 min. Cette valeur dissimule toutefois une distribution hétérogène,

les plus fortes densités ayant été observées sur les pentes externes de Grand Fond, l'Hermitage – La Saline et Saint-Leu (Annexe 6). La plupart des espèces de prédateurs possédaient une faible occurrence (< 3%), traduisant à la fois la difficulté de les recenser par des techniques d'observation visuelle en immersion (UVC) (Edgar *et al.*, 2004) et la forte déplétion de leurs populations. Ils étaient majoritairement représentés par les espèces : *Variola louti* (23%), *Cephalopholis argus* (11%), *Parupeneus cyclostomus* (11%) et *Tylosurus crocodilus* (10%) (Annexe 9).

Les poissons perroquets (Scaridae) présentaient une densité moyenne de $3,2 \pm 0,9$ ind./10 min, dont 44% de juvéniles et 56% d'adultes, répartie entre la pente externe (52%), le platier (39%) et la DAR (9%). Les pentes externes comptabilisaient 81% d'adultes, avec une dominance des espèces *Chlorurus enneacanthus* (46%) et *Chlorurus sordidus* (18%). Le platier était dominé par les juvéniles (69%), notamment des espèces : *Chlorurus sordidus* (59%) et *Scarus psittacus* (30%) (Annexe 10). La majorité des adultes ont été recensés entre 1 et 6 m de profondeur, en larges bancs, évoluant au-dessus et entre les éperons et sillons d'horizon supérieur des pentes externes, proche de la zone de déferlement des vagues. Cette difficulté d'accès pourrait expliquer le non recensement de l'espèce *Scarus viridifucatus* à La Réunion, pourtant de taille moyenne à grande (TL : 45 cm) et dont les clés de détermination sont relativement simples pour la famille (Kuitert et Tonzuka, 2001).

5.2. COMPARAISON DES RESULTATS ACQUIS ENTRE SECTEURS GEOGRAPHIQUES

Peuplements benthiques de substrats durs (platiers et pentes externes)

L'écart entre l'ouest et le sud, dont une discontinuité écologique semble se produire entre l'Étang-Salé et Saint-Pierre (Figure 5), s'illustre notamment par des métriques de structure des peuplements coralliens (recouvrement, pourcentage d'*Acropora*, taille des colonies et diversité des morphotypes) significativement plus faibles sur les récifs de l'ouest que du sud (Annexes 11 et 12). L'ouest possédait ainsi une couverture corallienne moyenne de $15\% \pm 16\%$ ($9\% \pm 15\%$ platiers et $21\% \pm 13\%$ pente externe) contre $32\% \pm 17\%$ dans le sud ($17\% \pm 18\%$ platiers et $38\% \pm 13\%$ pente externe), avec des pourcentages du genre *Acropora* de $12\% \pm 18\%$ ($11\% \pm 23\%$ platiers et $18\% \pm 14\%$ pente externe), contre $30\% \pm 19\%$ dans le sud ($23\% \pm 31\%$ platiers et $32\% \pm 11\%$ pente externe).

Les colonies coralliennes étaient également plus petites, avec des diamètres moyens de 20 à 40 cm, contre 40 à 60 cm dans le sud (Figure 5), et présentaient des morphotypes plus simples, avec une majorité de formes massives, sub-massives et encroûtantes (*Astreopora sp.*, *Porites sp.*, *Pocillopora sp.*), tandis que les formes dressées (branchues, tabulaires et columnaires) dominaient les platiers de Terre-Sainte (*Acropora muricata*) et les pentes externes de Grand Bois et Grande Anse (*Acropora abrotanoides*). Les petites colonies branchues de *Pocillopora eydouxi* dominaient certains secteurs sud, situés à l'interface entre formations récifales bio-construites et coulées de laves colonisées.

Les colonies coralliennes de platiers et de pentes externes présentaient dans l'ouest de faibles niveaux de vitalité. Elles étaient majoritairement malades, nécrosées et partiellement colonisées par les algues les éponges, les zoanthaires, les corallimorphes, les ascidies coloniales et les cyanobactéries, qui les étouffaient, entraînant leur mort progressive. Les densités de coraux juvéniles étaient également plus faibles avec une moyenne de $2,5 \pm 0,7$ juv./m² contre $3,1 \pm 1,3$ juv./m² dans le sud. Ces résultats sont cohérents avec les résultats de Jouval *et al.* (2020), qui mesuraient des densités de juvéniles 1,5 fois supérieures sur les coulées de lave du sud de l'île ($6,2 \pm 3,9$ juv./m²) que sur les pentes externes récifales de l'ouest ($4,0 \pm 1,5$ juv./m²).

Poissons et macro-invertébrés (DAR, platiers et pentes externes)

Les peuplements ichthyologiques, bien que présentant globalement des états écologiques très dégradés à l'échelle de l'île (Annexes 13 et 14), montraient une tendance inverse à celle des peuplements benthiques, avec des peuplements de l'ouest légèrement plus abondants que ceux du sud, notamment les peuplements de prédateurs apicaux de plus de 20 cm ($0,5 \pm 0,6$ ind./10 min contre $0,3 \pm 0,3$ ind./10 min pour le sud) et de Scaridae ($3,9 \pm 1,0$ ind./10 min contre $3,2 \pm 0,9$ ind./10 min pour le sud). En revanche, cette tendance ne se répercutait pas sur les valeurs de richesse spécifique qui ne montraient pas de différence significative entre les populations de l'ouest et du sud.

Cette dernière observation pourrait soutenir l'hypothèse d'une pression de pêche supérieure dans le sud de l'île, ciblant préférentiellement les espèces d'intérêt halieutique (prédateurs et, dans une moindre mesure, Scaridae) de grande taille (Robinson *et al.*, 2016), l'indicateur de richesse spécifique étant moins directement sensible à cette pression (McClanahan, 2019). Cette hypothèse est soutenue par les limites de la RNMR qui coïncident avec la rupture de continuité entre récifs ouest et sud. Les peuplements du sud, non concernés par la réglementation de la RNMR sont soumis à une pêche, tant loisir que professionnelle, se traduisant par de faibles densités de prédateurs de plus de 20 cm.

5.3. COMPARAISON DES RESULTATS ACQUIS ENTRE COMPLEXES RECIFEAUX

Peuplements benthiques de substrats durs (pentes externes)

L'étude des métriques par complexe récifal appuie les observations faites par secteur géographique. Un continuum ouest - sud d'amélioration progressive de l'état des peuplements benthiques s'observe (Figure 5). Afin de permettre la comparaison de Grande Anse, qui ne possède pas de platier *stricto sensu*, avec les autres complexes, nous avons choisi de ne présenter dans ce chapitre que les résultats acquis sur les pentes externes. Les tendances, globalement similaires, observées sur les platiers et sur l'ensemble des récifs (platiers + pentes externes) sont présentées en annexes 15 et 16.

La pente externe de Grande Anse possédait lors de l'échantillonnage (2023) les peuplements coralliens les mieux préservés de l'île (suivie de peu par celles de Grand Bois, Saint-Pierre et Terre-Sainte), avec $54\% \pm 23\%$ de recouvrement, dont $44\% \pm 20\%$ d'*Acropora*, des morphotypes complexes et diversifiés (tabulaires, branchus, colonnaires), des colonies de toutes tailles, dont une part élevée de plus d'1 m de diamètre et une régénération du peuplement assurée par l'une des densités de coraux juvéniles les plus fortes de l'île ($3,3 \pm 0,6$ juv./m²). À l'opposée, la pente externe de Grand Fond présentait l'état écologique le plus dégradé, avec $19\% \pm 14\%$ de couverture corallienne, dont $11\% \pm 10\%$ d'*Acropora*, des morphotypes simples et peu diversifiés (massifs, sub-massifs et encroûtants) et des diamètres de colonies inférieurs à 40 cm. L'état de santé des colonies coralliennes y était également le plus faible de l'île, avec de nombreux symptômes de maladies, nécroses et mortalités récentes.

Les complexes de l'Hermitage - La Saline, Souris Chaude et Baie de Saint-Leu présentaient des états écologiques proches de celui de Grand Fond, mais caractérisés par une progressive amélioration de l'ouest vers le sud, notamment du taux de recouvrement corallien et de l'état de santé des colonies. Seul le complexe d'Étang-Salé (et, dans une moindre mesure, ceux de la baie de Saint-Leu) montrait une rupture de continuité dans l'amélioration des métriques analysées, avec des taux de recouvrement coralliens, des pourcentages d'*Acropora* et des diamètres de colonies parmi les plus faibles de l'île. Les morphotypes y étaient également simples et peu diversifiés et l'état de santé des colonies y était presque aussi dégradé qu'à Grand Fond. Les substrats y étaient recouverts d'un fin dépôt sédimentaire.

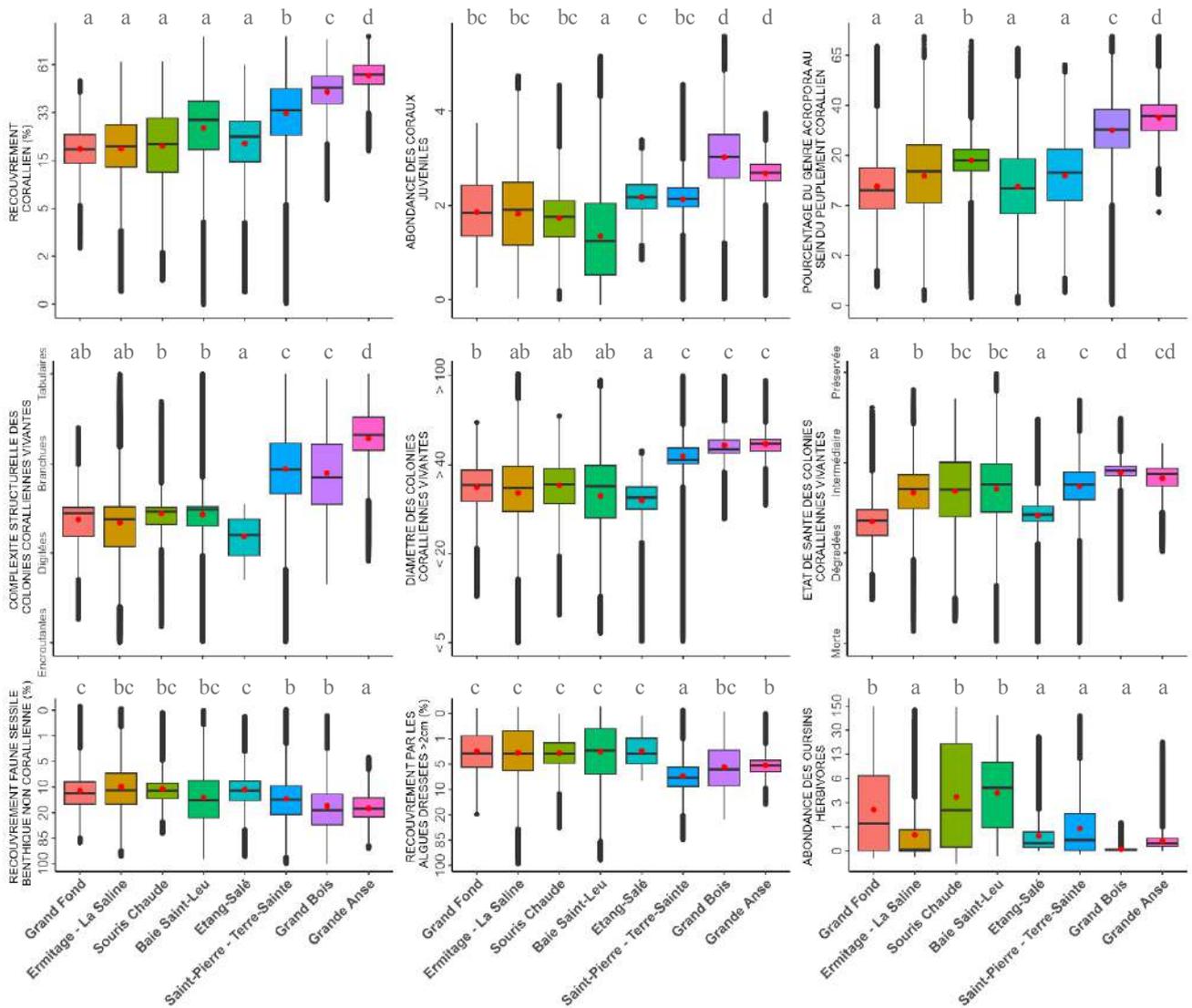


Figure 5 : Comparaison des métriques des peuplements benthiques de substrats durs, entre les pentes externes des complexes récifaux. Les barres horizontales des boîtes représentent le 1^{er} et 3^e quartile, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne.

Poissons et macro-invertébrés (pentes externes)

L'étude des peuplements de poissons de pentes externes par complexe récifal révèle une diminution progressive du nombre de prédateurs apicaux de plus de 20 cm de l'ouest vers le sud (Figure 6), également en cohérence avec les résultats obtenus par secteur géographique. Seule la pente externe de Grande Anse accueillait des abondances sensiblement identiques à celles observées en baie de Saint-Leu et à l'Hermitage – La Saline, possiblement en raison de son éloignement du port de plaisance de Saint-Pierre et des conditions environnementales contraignantes, susceptibles de réduire la pression de pêche (Leblond *et al.*, 2010, Pinault *et al.*, 2013). Les pentes externes de Saint-Pierre, Terre-Sainte et, à *fortiori*, de Grand Bois étaient, quant à elles, totalement désertées par les prédateurs.

Si cette tendance était moins marquée du point de vue des poissons perroquets (Scaridae), les fortes abondances estimées sur le complexe de l'Hermitage - La Saline, le plus vaste de l'île, et les valeurs très faibles estimées sur le complexe de Grande Anse, contribuent à la différence d'abondance significative observée entre les secteurs ouest et sud. Il est également possible que ces espèces,

davantage ciblées par la chasse sous-marine que par la pêche traditionnelle (car ne mordant pas l'hameçon), présentent une affinité plus forte pour les pentes externes de l'ouest de l'île. Il est en effet reconnu que cette famille, notamment l'espèce *Chlorurus sordidus*, très abondante à La Réunion, est fortement influencée par l'habitat, l'accès à la ressource, les relations de compétitions entre herbivores (notamment avec les oursins) et les conditions océaniques (courants, houles) (Davis, 2016).

Les densités d'oursins herbivores, non ciblées par la pêche, et pourtant également décroissantes de l'ouest vers le sud (Figure 5), pourraient témoigner de ces conditions d'habitat, d'accès à la ressource, de compétitions interspécifiques et de conditions océaniques distinctes entre l'ouest et le sud.

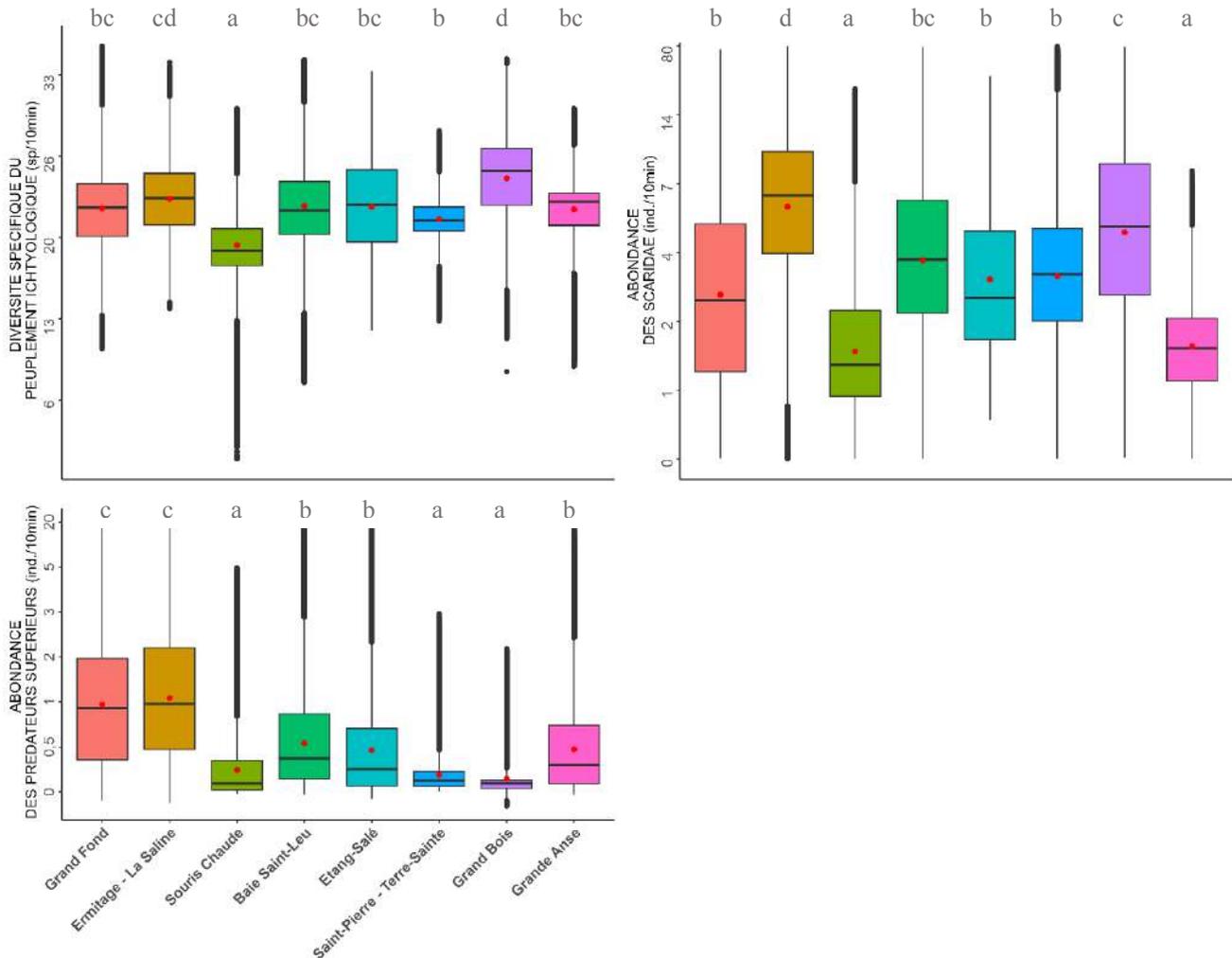


Figure 6 : Comparaison des métriques de la faune mobile entre les pentes externes des complexes récifaux. Les barres horizontales des boîtes représentent le 1^{er} et 3^e quartile, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne.

L'étude des richesses spécifiques par complexe récifal ne montre pas de tendance significative, appuyant les observations faites par secteurs géographiques. Bien qu'une légère augmentation du nombre d'espèces soit visible de Grand Fond à Grand Bois, le complexe de Grande Anse, situé le plus au sud, présentait de faibles valeurs. Cette métrique, basée sur le recensement des espèces de 6 familles cibles (Allen et Werner, 2002), peu ciblées par la pêche et fortement inféodées aux habitats, pourrait davantage être influencée par les caractéristiques du milieu que par la pression de pêche. Les tendances sur l'ensemble du récif et sur les platiers sont présentées en annexes 17 et 18.

5.4. COMPARAISON DES RESULTATS ACQUIS ENTRE NIVEAUX DE PROTECTION DE LA RNMR

Peuplements benthiques de substrats durs (pentes externes)

Les surfaces des différents niveaux de protection de la RNMR, situés en zones récifales (DAR + Platiers + Pentes externes) entre 0 et 15 m de profondeur, se composent de (Nicet *et al.*, 2016) : 191 ha de zones hors réserve (soit 20% des 939 ha de récifs), 74 ha de ZPG (9% des zones récifales), 568 ha de la ZPR (60% des zones récifales) et 106 ha de la ZPI (11% des zones récifales) (Annexe 4 et 5).

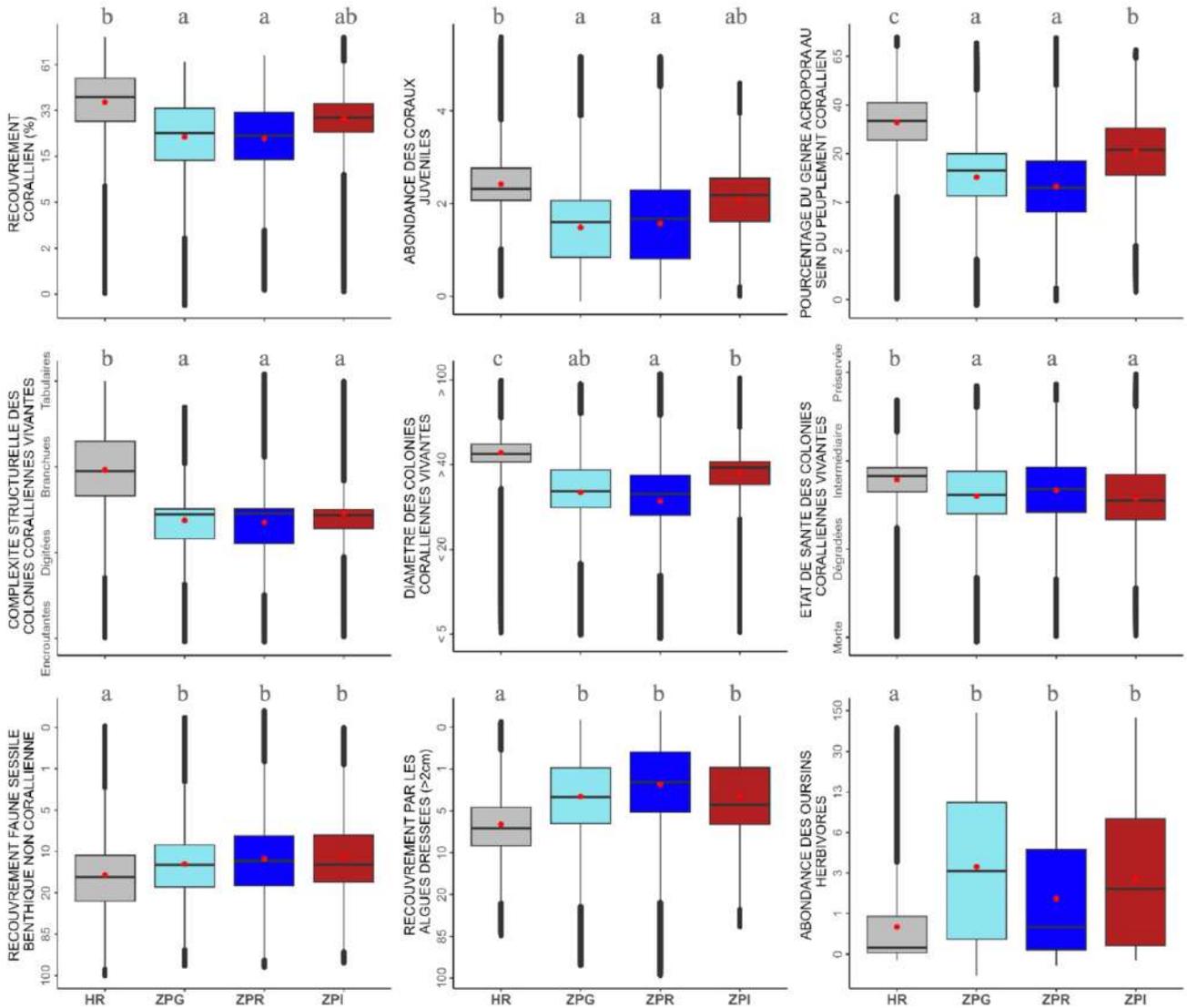


Figure 7 : Comparaison des métriques des peuplements benthique de substrats durs de pentes externes, entre niveaux de protection de la RNMR. Les barres horizontales des boîtes représentent les 1^{er} et 3^e quartiles, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne. Gris : HR, bleu clair : ZPG, bleu foncé : ZPR, rouge : ZPI.

La comparaison des métriques d'évaluation, par niveau de protection de la RNMR (Figure 7), fournit des résultats en adéquation avec les observations précédentes : les peuplements benthiques de pentes externes des récifs sud, non concernés par la RNMR, étaient en 2023 les mieux préservés de l'île. Toutefois, si l'on étudie l'effet des niveaux de protection à l'échelle des complexes récifaux, les zones de protection intégrale accueillent des peuplements coralliens plus structurés que les zones soumises à des réglementations moins contraignantes. En effet, les taux de recouvrement corallien, les

pourcentages d'*Acropora*, les diamètres des colonies et la complexité des morphotypes y étaient comparativement plus importants, notamment à l'Hermitage - La Saline et à Saint-Leu où les ZPI apparaissaient comme les derniers reliquats de récifs préservés (Annexe 19).

L'étude cartographique confirme cette tendance, avec de petits patchs aux peuplements coralliens plus structurés dans les zones de protection intégrale de l'Hermitage, La Saline, la Varangue et la Pointe des Châteaux (Annexe 6). Toutefois, si ces zones présentaient encore en 2021 des états écologiques satisfaisants (Wickel *et al.*, 2021), le point 2 du suivi de l'effet réserve soulignait une diminution du recouvrement corallien et du pourcentage du genre *Acropora* depuis l'initiation du programme en 2008 (Bruggemann *et al.*, 2008), quelle que soit le statut de protection en vigueur, témoignant d'une dynamique de dégradation en cours des récifs de l'ouest (Bigot *et al.*, 2016, 2022).

Poissons et macro-invertébrés (pentes externes)

L'étude des métriques d'évaluation des peuplements de poissons de pentes externes, par niveau de protection de la RNMR (Figure 8), fournit également des résultats cohérents avec les observations précédentes : les peuplements ichthyologiques étaient globalement plus abondants et les individus étaient de plus grandes tailles (davantage d'adultes) dans les ZPR et les ZPI que dans les ZPG et hors réserve, avec des richesses spécifiques relativement stables. Ces observations, notamment les métriques de suivi des Scaridae et des prédateurs supérieurs, semblent être appuyées par le suivi de l'effet réserve qui constatait lors du point 2 des biomasses de poissons exploitables plus importantes dans les zones de protection renforcée et de sanctuaire (Bigot *et al.*, 2022).

Ainsi, les densités moyennes de Scaridae étaient, lors de l'échantillonnage (2023), de $3,3 \pm 0,8$ ind./10 min hors réserves, $2,1 \pm 0,6$ ind./10 min en ZPG et $3,9 \pm 0,80$ ind./10 min en ZPR et ZPI rassemblées. Les tendances étaient les mêmes pour les prédateurs apicaux, avec $0,4 \pm 0,2$ ind./10 min hors réserve, $0,8 \pm 0,3$ ind./10 min en ZPG et $1,3 \pm 0,5$ ind./10 min en ZPR et ZPI rassemblées. En outre, les ZPR et ZPI abritaient des richesses spécifiques cumulées plus importantes que les ZPG et les zones hors réserve (Annexe 20 et 21). Il est à noter qu'un requin corail (*Triaenodon obesus*) a été observé à deux reprises dans la même zone, située au sein d'une ZPR et que le seul individu de requin bouledogue (*Carcharhinus leucas*) observé au cours de cette étude était un juvénile (120 cm), situé hors réserve.

Cette réduction des classes de tailles et des abondances de prédateurs et de Scaridae en ZPG et, à *fortiori*, hors réserve, appuie l'hypothèse de surexploitation des ressources halieutiques en zones où la pêche est autorisée. L'analyse réalisée par niveau de protection et par complexe récifal (Annexe 22) révèle en particulier une plus forte abondance de Scaridae dans la ZPI de la Varangue que dans le reste du récif de Saint-Leu et une plus forte abondance de prédateurs apicaux dans la ZPI de l'Hermitage que dans le reste du complexe de l'Hermitage - La Saline.

La distribution des populations d'oursins herbivores entre zones de protection montre globalement de plus fortes abondances en réserve que hors réserve, sans distinction de statut de protection au sein de la réserve. Cette observation est cohérente avec le gradient ouest sud d'abondances décroissantes de ces espèces à La Réunion, possiblement en lien avec les conditions d'habitat, d'accès à la ressource, de compétitions interspécifiques et de conditions océaniques distinctes entre l'ouest et le sud (Peyrot-Clausade *et al.*, 2000).

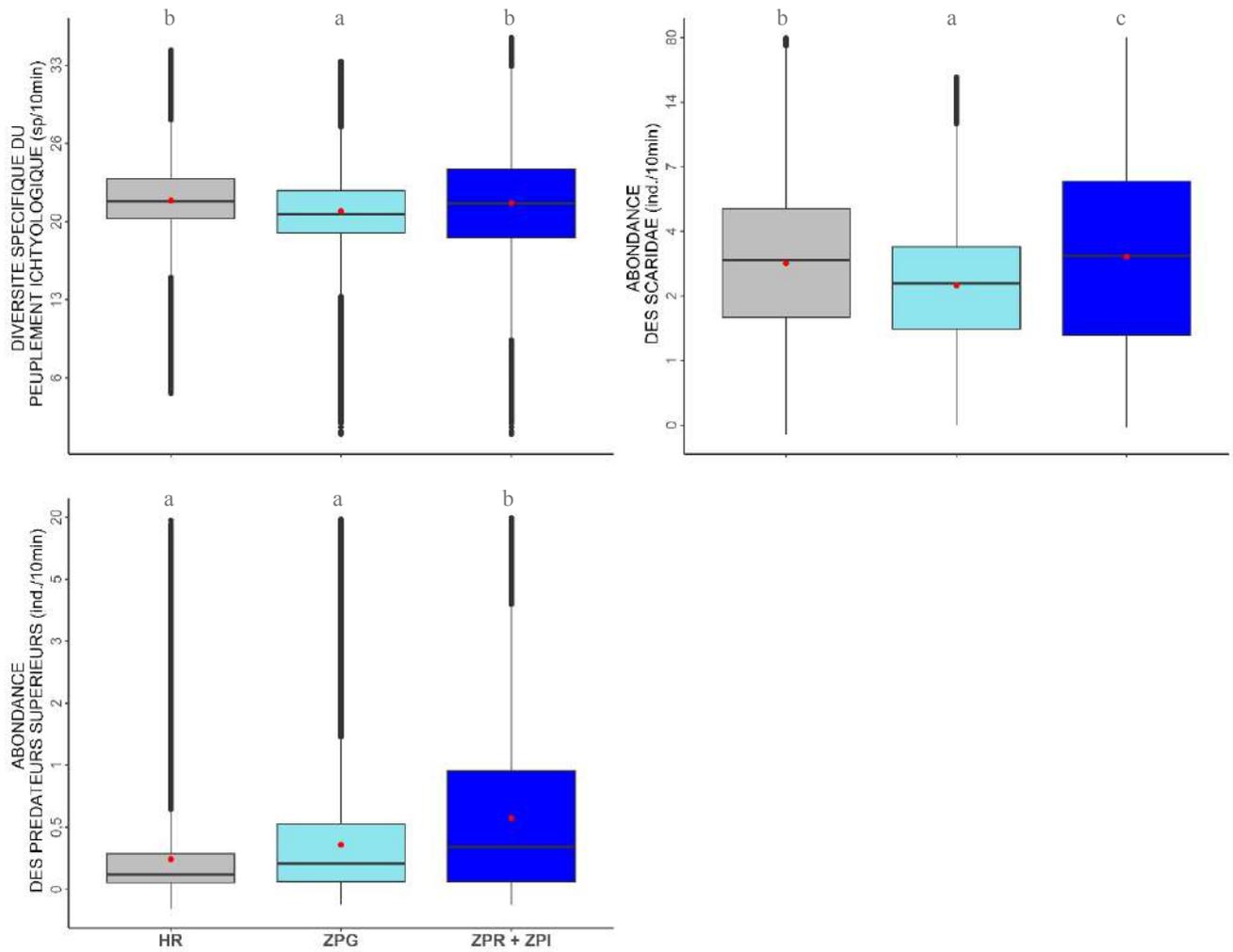


Figure 8 : Comparaison des métriques de la faune mobile de pentes externes, entre niveaux de protection de la RNMR. Les barres horizontales des boites représentent le 1^{er} et 3^e quartile, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne. Gris : Hors Réserve, bleu clair : Zones de Protection Générale, bleu foncé : Zones de Protection Renforcée + Zones de Protection Intégrale.

6- CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les métriques d'évaluation des récifs coralliens, mesurées sur les complexes récifaux de La Réunion, fournissent globalement une image contrastée, entre un sud de l'île recelant encore des zones de récifs préservées, bien que probablement surexploitées par une pêche non régulée (Leblond *et al.*, 2010), et un secteur ouest très dégradé, marqué par des peuplements coralliens devenus rares et en mauvaise santé (Figure 10A, Annexe 6).

L'influence de l'hydrodynamisme sur le renouvellement des masses d'eau et sur leur oxygénation pourrait avoir un effet d'atténuation des effets néfastes des bassins versants (meilleur renouvellement des eaux récifales et transport des sédiments fins vers le large, *via* les fausses passes – Woolfe et Larcombe, 1998 ; Bartley *et al.*, 2014) et des phénomènes de blanchissement corallien (meilleur mélange des eaux de surface, favorisant le maintien d'une T°C inférieure à celles mesurées dans des eaux plus confinées, à l'origine de phénomènes de blanchissement globalement de plus faible ampleur – Lowe et Falter, 2015, Skirving *et al.*, 2016, Nicet *et al.*, 2016b) dans le sud de l'île, exposé à un régime de houle régulier (Figure 9).

Ce contexte hydrodynamique général dissimule pourtant certaines exceptions, dans l'ouest de l'île, où les zones de protection renforcée de la RNMR se démarquent par des peuplements coralliens plus structurés. Un secteur peu étendu, situé devant le centre Jacques Tessier, au sud de La Saline, montrait, lors de l'échantillonnage, des peuplements coralliens resplendissants (Figure 10B). À l'inverse, le sud possédait également certains secteurs dégradés, notamment les zones de platiers exposées aux eaux pluviales urbaines des agglomérations de Saint-Pierre et Le Tampon (buses "Bora Bora", "Petite Sirène" et canal "Sorema"), situées en amont du complexe de Saint-Pierre (Broudic et Pinault, 2022). Ces zones étaient marquées par une prolifération algale et d'organismes benthiques opportunistes et par de nombreux symptômes de maladies et de nécroses des colonies coralliennes.

Le complexe récifal d'Étang-Salé présentait également des peuplements particulièrement dégradés au regard de son contexte hydrodynamique. Son platier récifal est sous l'influence du bassin de rétention des eaux pluviales, qui concentre des quantités importantes de matière organique dissoute (Cuet *et al.*, 2024). Le peuplement benthique de pente externe pourrait quant à lui subir l'effet cumulé de l'étang du Gol et de la rivière Saint-Etienne, plus vaste système hydrographique pérenne de la côte ouest (Le Gourières, 1961), drainant de fortes charges particulières sur les récifs situés en aval de la courantologie générale (composante principale du sud vers l'ouest), et dont l'influence sur le récif d'Étang Salé a déjà été décrite par le passé (Cuet *et al.*, 1986 ; ARVAM, 2001 ; Pinault et Nicet, 2008).

Les coulées de boue observées dans la DAR de Saint-Leu lors du passage de la tempête tropicale Berguita (janvier 2018), en raison des très fortes pentes, au-dessus de 800 m d'altitude, où la présence de sols très sensibles à l'érosion et la pratique de techniques agricoles agressives, de maraîchage et de sarclage qui mettent les sols à nus, se reproduisent après chaque épisode pluvieux, lors desquels, les sols sont emportés, les fortes pentes favorisant les départs de terre (Chaput, 2021), ont également contribué à la dégradation des zones de platier et de pente externe situées en amont. Le site de la Corne, situé sur la pente externe proche du port de Saint-Leu, a quant à lui été exposé, lors de l'épisode de blanchissement corallien de 2016, à une mortalité massive de son peuplement d'*Acropora abrotanoides* (Nicet *et al.*, 2016b), autrefois florissant et dont la résilience reste très lente (Wickel *et al.*, 2021).

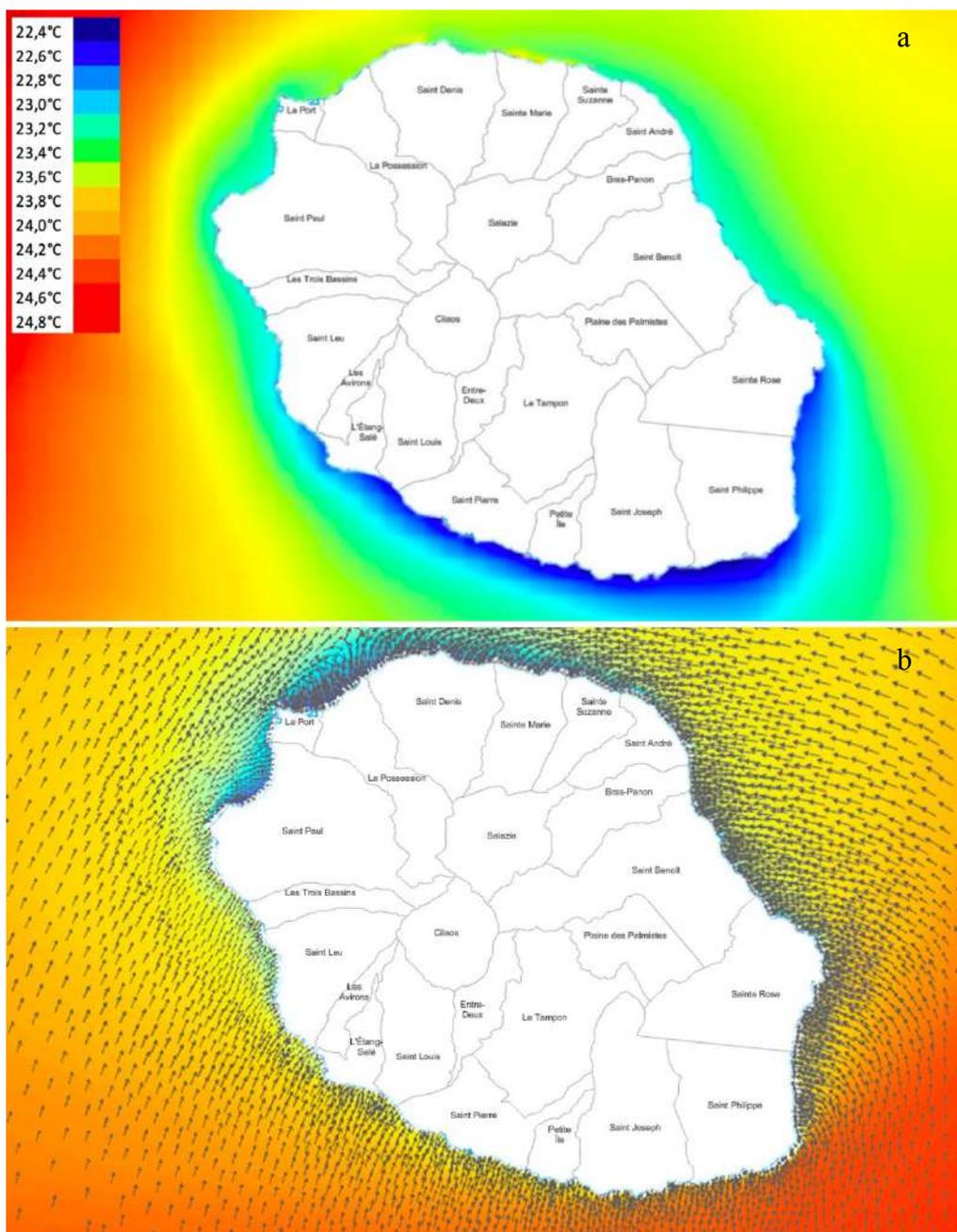


Figure 9 : Température moyenne des eaux de surface (2009-2012) (a) et direction et période moyenne annuelle de la houle autour de La Réunion (période de 10 ans) selon le modèle HydroRUN[®]

Ces cas d'étude illustrent qu'outre les effets principaux du schéma hydrodynamique général et du changement climatique, susceptibles d'expliquer, au moins en partie, le continuum de dégradation allant du sud vers l'ouest, décrit dans ce rapport, les pratiques agricoles, les politiques publiques et les choix d'aménagement, sans prise en compte des spécificités territoriales de La Réunion (fortes pentes, ruissellement, érosion, crues, confinement des eaux lagunaires), contribuent fortement à cette dégradation.

À l'inverse, la protection renforcée de secteurs de pentes externes et de platiers (RNMR) pourrait participer à amoindrir, sur le long terme, la tendance générale à la dégradation, notamment par le maintien de mécanismes de régulation et d'entretien de l'écosystème *via* ses peuplements associés

(régulation "bottom up" de la croissance algale par les herbivores, régulation "top down" des populations opportunistes par les prédateurs apicaux – Green et Bellwood, 2009, Mörk *et al.*, 2009, Smith *et al.*, 2010, Sjöo *et al.*, 2011).

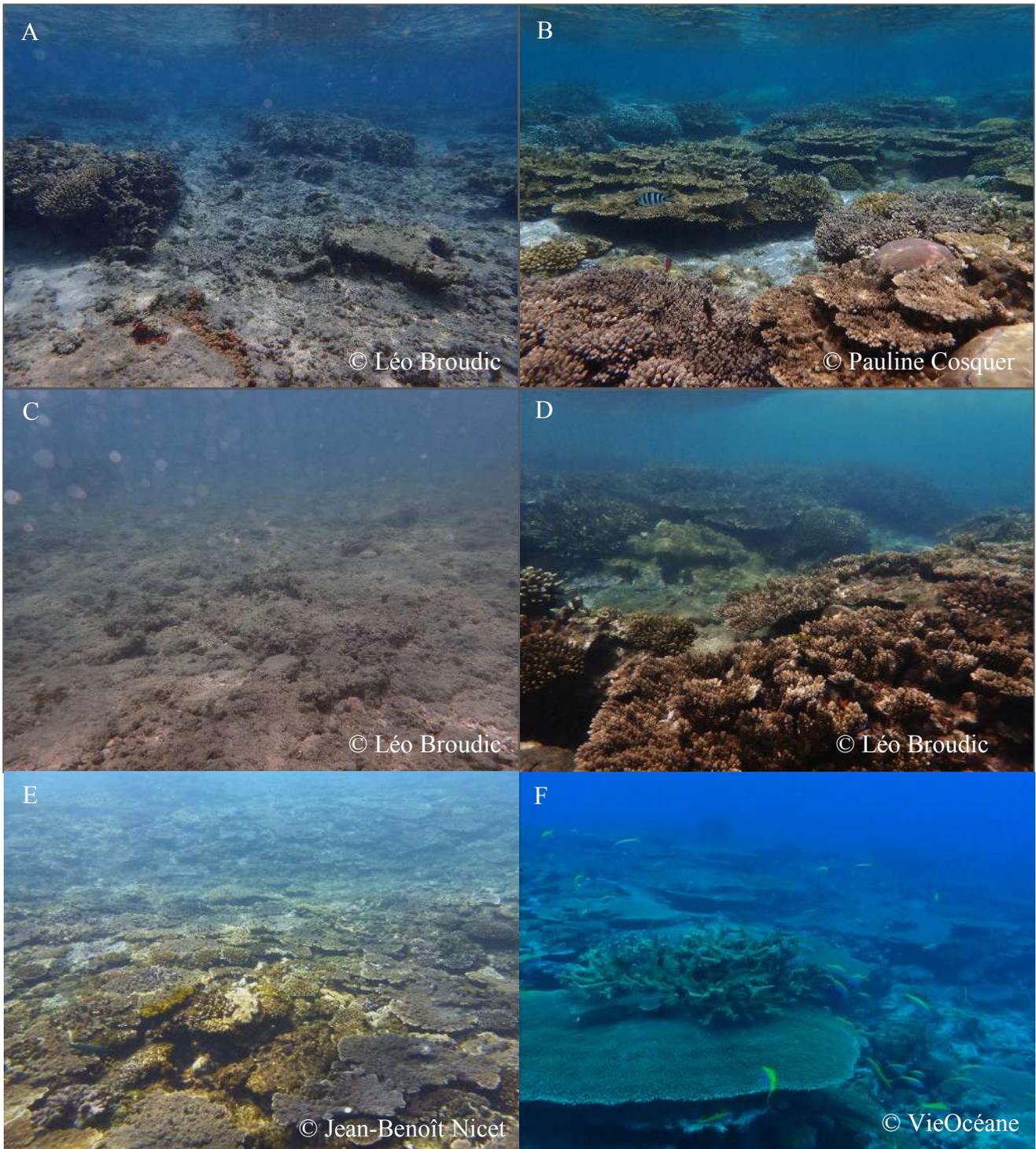


Figure 10 : Illustration des états de santé extrêmes observés sur deux habitats : platier à éléments dispersés (A - Hermitage nord, B – La Saline, centre Jacques Tessier) et platier externe (C - Hermitage nord, D - Saint-Pierre). E : Pente externe de Grande Anse (état écologique de référence 2023). F : Pente externe au sud de la passe de l'Hermitage au début des années 2000 (Vie Océane, 2005).

L'étude du reliquat d'herbier situé entre la plage des Brisants et de l'Hermitage, marqué par d'importants signes de dégradation (Nicet *et al.*, 2024), semble également refléter des causes tant globales (tendance à la réduction du nombre et de la surface des secteurs d'herbier à l'échelle de l'île - Com. Pers. Cuvillier, 2024) que locales (dégradation du platier adjacent, apports des ravines Saint-Gilles et Hermitage – Projet MOUVE, *in prep*).

Les résultats concernant les peuplements de poissons soutiennent l'hypothèse d'une surexploitation à l'échelle de l'île (tendance générale), atténuée par la présence de zones de protection forte ZPR et ZPI de la RNMR (actions locales). Ces résultats corroborent ceux des points 1 et 2 du suivi de l'effet réserve, qui font état, après 14 ans de suivi, de biomasses d'espèces de poissons d'intérêt halieutique plus importantes dans les ZPR et ZPI qu'en ZPG, et que ces biomasses tendent à rester stable dans les ZPR et ZPI, alors qu'elles diminuent en ZPG (Bigot *et al.*, 2024).

L'activité bioérosive importante (jusqu'à 8 kg de CaCO₃/m²/an à La Réunion - Peyrot-Clausade *et al.*, 2000) des oursins herbivores (notamment du genre *Echinothrix*) et, dans une moindre mesure, des poissons Scaridae (notamment *Chlorurus sordidus*), entretient le processus érosif naturel des platiers externes et des fronts récifaux. Le déséquilibre des mécanismes de régulation (déplétion des prédateurs naturels) et l'absence de recouvrement corallien sur les platiers externes (Figure 10C) accélèrent ce processus (McClanahan et Kurtis, 1991 ; Done *et al.*, 1996, Peyrot-Clausade *et al.*, 2000 ; Subhan *et al.*, 2020), réduisant l'effet d'atténuation hydrodynamique du récif. La partie nord de la plage de l'Hermitage jusqu'à la plage des Brisants en témoigne, avec une barrière récifale laissant, bien qu'atténuées, les vagues déferler sur le rivage et déchausser progressivement les surfaces relictuelles d'herbier observées en 2023 (Nicet *et al.*, 2024).

Si des efforts ont été entrepris au cours de 20 dernières années pour prendre en compte la sensibilité des récifs coralliens dans certains projets d'aménagement (ex. effort de raccordement et de mise aux normes des stations d'épuration, projets de détournement des eaux pluviales urbaines de la ville de Saint-Pierre, décanteur lamellaire expérimental de Grand Bois, reconquête de la zone de 50 pas géométriques et restauration des arrière-plages de Saint-Gilles et Saint-Leu) et dans les politiques publiques réunionnaises (ex. création en février 2007 de la RNMR, signature en juin 2023 de la convention entre la mairie de Saint-Leu, l'État, le Département, le Territoire de l'Ouest (TCO) et la Chambre d'Agriculture pour lutter contre l'érosion), il apparaît que les récifs de l'île étaient, en 2023, plus que jamais soumis à la double contrainte de phénomènes globaux (changement climatique), et de mécanismes locaux, aggravés par l'effet cocktail : (i) de mauvaises pratiques d'occupation du territoire, (ii) de spécificités géographiques et topographiques rendant l'île extrêmement vulnérable à l'érosion et à l'imperméabilisation des sols et (iii) du climat tropical humide de l'île (ruissellement, crues, coulées de boue, etc.). Pour souligner l'impact des bassins versants, sa responsabilité relative a été estimée à 60% dans la dégradation des récifs coralliens à l'échelle mondiale (Carlson *et al.*, 2019).

Bien que les impacts cumulés, visibles sur les récifs, ne soient pas directement corrélables avec les politiques publiques des communes situées en amont, à l'échelle de l'île (intensité différente des variables océaniques selon un gradient sud-ouest, spécificités topographiques, embouchures éventuelles de ravines, ruralité de certaines communes, etc.), la compréhension de plus en plus fine des relations entre pressions et mécanismes de transmission aux peuplements récifaux, permet à la communauté scientifique d'avancer des hypothèses de plus en plus robustes sur les causes à l'origine

du constat alarmant de dégradation avancée des récifs réunionnais, rappelé dans cette étude. Si les effets du changement climatique, *via* les épisodes de blanchissement corallien, survenant en moyenne tous les 4 à 7 ans depuis 1998 à La Réunion (Nicet *et al.*, 2016b), ont considérablement déstructuré les communautés récifales, les effets cumulés de pratiques agricoles agressives, d'imperméabilisation des sols, d'assainissements individuels non conformes, de défrichage des abords de ravines, de stockage de monticules de terres arables nues en saison humide, de canalisation et de dérivation de ravines, entraînent des impacts sur les récifs coralliens, d'une gravité proportionnelle à la vulnérabilité du territoire et à l'intensité de ces pressions.

Ainsi, les communes de Saint-Leu, marquées par un relief pentu en zone agricole (Chaput, 2021), et de l'Étang-Salé, caractérisée par la proximité d'un bassin de rétention des eaux pluviales (Cuet *et al.*, 2024), de la rivière Saint-Etienne et de l'étang du Gol (Cuet *et al.*, 1986 ; ARVAM, 2001 ; Pinault et Nicet, 2008), apparaissent comme particulièrement vulnérables aux effets d'une gestion de leurs bassins versants, encore trop peu concernée par la préservation des récifs coralliens. La commune de Saint-Pierre, bien que favorisée par un hydrodynamisme local régulier, atténuant les impacts du bassin versant sur les récifs en aval (Woolfe et Larcombe, 1998 ; Bartley *et al.*, 2014), montre également des signes localisés de dégradation, probablement imputables aux buses de rejet d'eaux pluviales urbaines. La planèze ouest des communes de Saint-Paul et de Trois Bassins n'est pas épargnée : exposée aux effets cumulés du changement climatique et d'un taux de renouvellement des eaux plus faible que dans le sud, les effets des charges particulières, des sels nutritifs (nitrates, phosphates) et des autres polluants, drainés par les ravines Saint-Gilles, Hermitage et Trois Bassins semblent avoir significativement contribué à l'état de dégradation très avancé des récifs (Cuet *et al.*, 2024, projet MOUVE, *in prep*), originellement les plus développés de l'île (Montaggioni et Faure, 1980).

La loi MAPTAM du 27 janvier 2014 attribue aux communes une compétence exclusive et obligatoire relative à la gestion des milieux aquatiques et la prévention des inondations (GeMAPI), incluant les Programmes d'Actions de Prévention des Inondations (PAPI). La loi NOTRe (Nouvelle Organisation Territoriale de la République) du 7 août 2015 a acté le transfert en totalité et de façon automatique de la GeMAPI des communes vers l'échelon intercommunal à compter du 1^{er} janvier 2018. Les collectivités de commune de La Réunion sont ainsi en charge de cette responsabilité, incluant d'importants enjeux de sécurité des populations résidentes, mais également environnementaux, en matière de gestion des milieux aquatiques et des ravines.

Les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), traduisent, à l'échelle des intercommunalités ou de la commune, un projet global d'aménagement et d'urbanisme. En conformité avec le Schéma d'Aménagement Régional (SAR) et le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT), les PLU fixent en conséquence les règles d'aménagement et d'utilisation des sols. Ces documents cadres, évalués et révisés tous les 10 ans, doivent intégrer la notion du continuum terre-mer en considérant les contraintes socio-écologiques spécifiques à chaque territoire. Les projets d'urbanisation, agricoles et de développement économique se doivent d'anticiper les impacts du bassin versant sur le milieu récifal, et par extension, d'anticiper la mise en danger des citoyens, à *fortiori* dans un contexte de changements globaux et d'intensification des événements extrêmes. La barrière récifale est une protection physique contre les fortes houles et les cyclones qui permet la sécurité des populations littorales de La Réunion.

En parallèle, la Stratégie Nationale des Aires Protégées (SNAP 2020-2030) vise à favoriser le développement d'un réseau cohérent d'aires protégées sur le territoire national. Elle a pour objectifs :



(i) de couvrir au moins 30% du territoire national et des espaces maritimes associés par un réseau cohérent d'aires terrestres et maritimes protégées, (ii) de mettre sous protection forte au moins 10% de l'ensemble du territoire national et des espaces maritimes associés et (iii) de mettre sous protection 100% des récifs coralliens français à l'horizon 2025, par la mise en œuvre de 18 mesures et de trois plans d'action nationaux triennaux en faveur de la biodiversité. À La Réunion, le projet CONSTRUI (2023-2024 - financé par l'Office Française pour la Biodiversité (OFB), *via* l'appel à projets ReCorEA) vise à fournir un diagnostic complet des enjeux de conservation des habitats récifaux, en vue d'une mise en conformité des politiques publiques avec les objectifs de la SNAP, devant se traduire, à terme, par une mise en protection forte de nouvelles zones de récifs coralliens et d'herbiers marins. Les récifs de la commune de Saint-Pierre et de Petite-Ile devront également passer sous protection d'ici 2025.

Ce contexte historique d'exigences croissantes, en faveur de la biodiversité et de la conservation des milieux naturels, impose aux politiques publiques de revoir leurs priorités en matière d'investissements et de communication auprès de leurs administrés. Cette évolution des mentalités et des attentes sociétales devrait s'inscrire dans les prochains programmes électoraux et marquer le début de l'imprégnation locale vers une transition écologique. Pourtant, en 2024, les actions en faveur de l'environnement, impliquant l'évaluation d'une relation de causalité avérée entre lesdites actions et les bénéfices reçus par l'environnement (séquence ERC renforcée par la LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, introduisant la notion de "pas de perte nette de biodiversité"), tardent à être entreprises. Les documents cadres, en cours de révision, n'intègrent pas à hauteur de l'enjeu cette nécessaire transition dans les pratiques d'occupation des territoires et de gouvernance stratégique à moyen / long terme.

Or la situation est urgente, car, si les effets du changement climatique participent, à l'échelle de l'île, à la déstructuration des écosystèmes, la présente étude illustre les effets cumulatifs et synergiques de politiques publiques locales encore trop peu conscientes des conséquences de leurs programmes d'aménagement et d'occupation sur les milieux naturels, notamment les récifs coralliens, situés en aval de toute activité menée sur le bassin versant. En tant que réceptacle final des intrants, tant domestiques qu'industriels et agricoles, incluant les commerces, voiries, travaux publics et transports, l'état écologique des récifs de La Réunion, spatialisé dans cette étude, renseigne avec précision sur les conséquences néfastes de cette trop faible prise de conscience, quelle que soit la commune considérée. En apportant une approche diachronique à cette spatialisation (réplication régulière selon une temporalité à définir), les pouvoirs publics disposeront d'un outil d'arbitrage quant à l'impact, négatif ou positif, des aménagements et des politiques publiques mis en œuvre sur leur territoire.

RESUME NON TECHNIQUE :

Au terme du programme UTOPIAN, réalisé sur l'intégralité des ensembles géomorphologiques récifaux de la côte jusqu'à 15 m de profondeur, il apparaît que les facteurs d'atténuation ou au contraire d'amplification des effets cumulés du changement climatique et de l'occupation des bassins versants sont : (i) la situation géographique sur un gradient sud – ouest et (ii) les caractéristiques topographiques et hydrographiques des communes adjacentes aux récifs coralliens. Soumises à ces facteurs de manière inégale, les communes disposent aujourd'hui des services offerts par des récifs plus ou moins dégradés. Si les mécanismes d'auto-organisation et de régulation des écosystèmes récifaux sont aujourd'hui connus et documentés, nécessitant localement (i) la préservation des peuplements associés aux récifs coralliens impliqués dans la régulation de la croissance algale (herbivores) et le maintien des populations opportunistes en deçà des seuils de pullulation (prédateurs apicaux) et (ii) la réduction des apports nutritifs inorganiques et de la turbidité des eaux, contribuant à déséquilibrer la balance compétitive pour la colonisation des substrats durs, en faveur des peuplements algaux et de la faune benthique opportuniste (éponges, ascidies, corallimorphes, coraux mous) et au détriment des peuplements coralliens, très peu de mesures effectives ont été évaluées positivement sur ces mécanismes au cours de cette étude. Outre la question écologique, la dégradation en cours des récifs coralliens entraîne une mise en danger directe de la population réunionnaise, installée sur le littoral, dont la protection contre l'érosion côtière (fortes houles et cyclones) est assurée par la barrière récifale. À ce jour, l'unique mesure dont les effets bénéfiques, tant sur les peuplements benthiques qu'ichtyologiques, ont pu être mesurés de manière significative sur les récifs de La Réunion est la mise en protection forte, *via* les zones de protection renforcée et les zones de protection intégrale de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion.

ATOUTS, LIMITES ET PISTES D'AMELIORATIONS METHODOLOGIQUES :

L'application des méthodes RAM (CORRAM et SEARAM) dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique des récifs coralliens et des herbiers de La Réunion s'est révélée parfaitement adaptée : (i) à la surface relativement réduite des récifs de l'île, (ii) à leur faible profondeur et (iii) à leur facilité d'accès depuis la côte (platiers et DAR) ou à partir de ports de plaisance (pentes externes). En outre, la représentation spatialisée des résultats (krigeage ordinaire), fournit des résultats à la fois fiables (excellente autocorrélation spatiale) et intuitive d'interprétation. Toutefois, la stratégie d'échantillonnage appliquée lors des présentes campagnes représente d'importantes contraintes en matière de reproductibilité du protocole, dans le cadre d'un éventuel réseau de surveillance pérenne. En outre, l'analyse de certaines métriques, notamment relatives à l'évaluation de la faune associée aux récifs (poissons et invertébrés), a nécessité des ajustements et nécessitera encore certaines améliorations. C'est dans cette volonté d'amélioration constante de l'outil qu'un travail d'optimisation de l'effort d'échantillonnage est en cours (Broudic *et al.*, [in prep](#)), indiquant qu'une réduction de moitié du nombre de stations permettrait une conservation de l'information. Des travaux d'inter-calibration des données d'abondance (conversion des indiv./10 min en indiv./100 m²) et un ajustement des données estimées *in situ* (ajout d'espèces cibles et de la longueur totale des individus afin d'en estimer la biomasse) devraient contribuer à améliorer la répliquabilité, la robustesse et la sensibilité des résultats acquis dans cette étude.

7 – BIBLIOGRAPHIE

- Allchurch, A., Mehrotra, R., Carmody, H., Monchanin, C., Scott, C.M. 2022. Competition and epibiosis by the sponge *Pseudoceratina purpurea* (Carter, 1880) on scleractinian corals at a tourism hotspot in the Gulf of Thailand. *Regional Studies in Marine Science*, 49, 102131.
- Allen, G.R., Werner, T.B. 2002. Coral reef fish assessment in the ‘coral triangle’ of southeastern Asia. *Environmental Biology of Fishes*, 65, 209-214.
- ARVAM 2001. Suivi environnemental du milieu marin dans le cadre de l’aménagement du « bassin pirogue ». Lagon de l’Étang-Salé – La Réunion. Tranche conditionnelle n°3. 27p
- Bartley, R., Bainbridge, Z.T., Lewis, S.E., Kroon, F.J., Wilkinson, S.N., Brodie, J.E., Silburn, D.M. 2014. Relating sediment impacts on coral reefs to watershed sources, processes and management: A review. *Science of the Total Environment*, 468, 1138-1153.
- Bednarz, V. N., Naumann, M. S., Niggel, W., Wild, C. 2012. Inorganic nutrient availability affects organic matter fluxes and metabolic activity in the soft coral genus *Xenia*. *Journal of Experimental Biology*, 215(20), 3672-3679.
- 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 ichtyologiques et benthiques récifales - Secteurs de St Gilles / La Saline et de Saint-Leu - État des lieux à 7 ans après la création de la Réserve Naturelle Nationale Marine de La Réunion. Rapport final, 58 p + annexes.
- 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 - État des lieux 14 ans après la création de la RNMR. Rapport final UR / UMR ENTROPIE pour le compte de la RNMR. 90 p + annexes.
- Boria, R.A., Olson, L.E., Goodman, S.M., Anderson, R.P. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275, 73-77.
- Broudic, L., Pinault, M. 2022. UTOPIAN – Identification des zones d’enjeu prioritaires de conservation au sein des platiers récifaux de La Réunion. 29 p + annexes.
- Broudic, L., Pinault, M., Claud, R., Bajjouk, T., Mazé, C., Bergerot, B. 2024. Mapping coral reefs by spatial interpolation of fixed point on four fringing reefs on Réunion Island. In prep
- Bruggemann, H., Guillaume, M., Bigot, L., Chabanet, P., Denis, V., Durville, P., Mulochau, T., Naim, O., Tessier, E. 2008. Mise en œuvre 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 p + annexes.
- Bythell, J.C. 1997. Coral Reef Community Structure Analysis in Three-Dimensional Space: A Comparison Of Techniques. In *SUT Underwater Science Symposium: Proceedings* (pp. SUT-USS). SUT.
- Carlson, R.R., Foo, S.A., Asner, G.P. 2019. Land Use Impacts on Coral Reef Health: A Ridge-to-Reef Perspective. *Front. Mar. Sci.* 6, 562. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00562>
- Chaput, M. 2021. Analyse des ruissellements à l’origine des arrivées terrigènes dans le lagon de Saint-Leu – Modélisation hydrologique et sédimentaire sur le bassin versant de la Ravine du Cap (Saint-Leu, La Réunion). Rapport final. BRGM/RP-70615-FR, 67 p.
- Corbel, S., Frouin, P., Conand, C., Rungassamy, T., Pinault, M., Broudic, L. 2024. Characterization of holothurian communities in Réunion's reef complex within the Natural Marine Reserve. In press
- Cruz, I.C.S., Meira, V.H., de Kikuchi, R.K.P., Creed, J.C. 2016. The role of competition in the phase shift to dominance of the zoanthid *Palythoa cf. variabilis* on coral reefs. *Marine environmental research*, 115, 28-35.

- Cuet, P., Conand, J.Y., Delacroix, P., Gabrie, C., Ribes, S. 1986. L'environnement récifal de l'Étang-Salé – Qualité des eaux et études des peuplements – Rap SIGH, 25p.
- Cuet, P., Mangion, P., Bigot, L., Bureau, S., Nicet, J.B., Pinault, M., Martinot, P., Tedetti, M., Lagoutte, E., Cordier, E., Rouet, P., Benoit, Y., Stamenoff, P., Turquet, J. 2024. Mise en œuvre du Réseau de Contrôle d'Enquête « substrats durs » sur les masses d'eau côtières dites « récifales » MER) à La Réunion. (REC Substrats durs-Réunion) – Rapport final. 151 p.
- Cuvillier, A. 2016. Dynamique et fonctionnement des herbiers marins dans un complexe récifal anthropisé (Ile de La Réunion, océan Indien). Thèse de doctorat. Université de La Réunion. 242 p.
- Cuvillier, A., Villeneuve, N., Cordier, E., Kolasinski, J., Maurel, L., Farnier, N., Frouin, P. 2017. Causes of seasonal and decadal variability in a tropical seagrass seascape (Reunion Island, south western Indian Ocean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 184, 90–101. doi:10.1016/j.ecss.2016.10.046
- Davis, K. 2016. An evaluation of the drivers of movement and foraging behaviors of tropical parrotfishes across management regimes and spatiotemporal scales. University of California, Santa Barbara.
- Done, T.J., Ogden, J.C., Wiebe, W.J., Rosen, B.R. 1996. Biodiversity and ecosystem function of coral reefs. Pages 393–429 in H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala and E. D. Schulze, eds. *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. SCOPE, John Wiley and Sons, Ltd.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S., Morton, A.J. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(2), 269-290.
- English, S., Wilkinson, C., Baker, V. 1997. Survey manual for tropical marine resources. 2nd edition. Australian Institute of Marine Science. 408 p.
- Fabricius, K. E., Domisse, M. 2000. Depletion of suspended particulate matter over coastal reef communities dominated by zooxanthellate soft corals. *Marine Ecology Progress Series*, 196, 157-167.
- Fricke, R., Mulochau, T., Durville, P., Chabanet, P., Tessier, E., Letourneur, Y. 2009. Annotated checklist of the fish species (Pisces) of La Réunion, including a Red List of threatened and declining species. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A, Neue Serie*, 2, 1-168.
- Games, P.A., Lucas, P.A. 1966. Power of the analysis of variance of independent groups on non-normal and normally transformed data. *Educational and Psychological Measurement*, 26(2), 311-327.
- Green, A.L., Bellwood, D.R. (Eds.) 2009. Monitoring functional groups of herbivorous reef fishes as indicators of coral reef resilience: a practical guide for coral reef managers in the Asia Pacific region (No. 7). IUCN.
- Hill, J., Wilkinson, C. 2004. *Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs*. Version 1. Australian Government, Australian Institute of Marine Science, Reef Base, GCRMN, Reef Check. 123 p.
- Jouval, F., Bigot, L., Bureau, S., Quod, J.P., Penin, L., Adjeroud, M. 2020. Diversity, structure and demography of coral assemblages on underwater lava flows of different ages at Reunion Island and implications for ecological succession hypotheses. *Scientific reports*, 10(1), 20821.
- Kuiter, R.H., Tonozuka, T. 2001. Pictorial guide to Indonesian reef fishes. Part 2. Fusiliers - Dragonets, Caesionidae - Callionymidae. *Zoonetics*, Australia. 304-622 p.
- Le Gourières, D. 1961. Hydrologie superficielle de la réunion. Caractères généraux, rivières de la région "sous le vent". 172 p.
- Leblond, E., Demaneche, S., Blond, S.L., Merrien, C., Berthou, P., Daures, F., Pitel-Roudaut, M., Ru, L.L., Lajeunesse, M., Laurence, A., Evano, H. 2010. Fisheries Information System (FIS) – Fishing Vessels Activity in 2008 at the Maritime District of Saint-Denis of La Réunion. Brest: IFREMER. Available at <http://www.ifremer.fr/lareunion/Les-projets/SIH/>.
- Lowe, R.J., Falter, J.L. 2015. Oceanic forcing of coral reefs. *Annual review of marine science*, 7, 43-66.
- Mathéron, G. 1963. Principles of geostatistics. *Econ. Geol.* 58, 1246–1266
- McClanahan, T.R. 2019. Coral reef fish communities, diversity, and their fisheries and biodiversity status in East Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 632, 175-191.

- McClanahan, T.R., Kurtis, J.D. (1991). Population regulation of the rock-boring sea urchin *Echinometra mathaei* (de Blainville). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 147(1), 121-146.
- McIntosh, M.S. 2015. Can analysis of variance be more significant? *Agronomy journal*, 107(2), 706-717.
- Monnier, O., Coffre-Vieillard, S., Bissery, C. 2021. Évaluer l'état écologique des récifs coralliens. Réflexions à la croisée des politiques publiques de protection. Synthèse des groupes de travail « récifs coralliens » DCE-Ifremer 2016-2019. 140 p.
- Montaggioni, L.F., Faure, G. 1980. Récifs coralliens des Mascareignes (Océan Indien). Université Française de l'Océan Indien – Centre Universitaire de La Réunion. 106 p.
- Mörk, E., Sjö, G.L., Kautsky, N., McClanahan, T.R. 2009. Top-down and bottom-up regulation of macroalgal community structure on a Kenyan reef. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(3), 331-336.
- Nicet, J.B., Mouquet, P., Tollis, S., Bigot, L. 2016. Cartographie des habitats des récifs coralliens de La Réunion. Elaboration des fiches d'habitats marins et cartographie associée. Préfiguration de la Trame Bleue Marine. Rapport Université / Pareto pour le compte de la DEAL Réunion, 64 pages + annexes.
- Nicet, J.B., Pennober, G., Buckleen, M., Wickel, J., Bigot, L., Chabanet, P., Obura, D. 2016b. Intensité et impact du blanchissement corallien massif de 2016 sur les récifs coralliens français de l'océan Indien. Projet BECOMING 2016. Rapport MAREX, ESPACEDEV, ENTROPIE, UR, IRD, SEAS-OI, CORDIO, AAMP, PNMM, PNMG, TAAF, RNMR, DEAL Réunion, RNB, IFRECOR, UE, 89 pages.
- Oyana, T.J. 2020. *Spatial Analysis with R: Statistics, Visualization, and Computational Methods*. CRC press.
- Penin, L., Michonneau, F., Baird, A. H., Connolly, S. R., Pratchett, M. S., Kayal, M., Adjeroud, M. 2010. Early post-settlement mortality and the structure of coral assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 408, 55-64.
- Peyrot-Clausade, M., Chabanet, P., Conand, C., Fontaine, M.F., Letourneur, Y., Harmelin-Vivien, M. 2000. Sea urchin and fish bioerosion on La Reunion and Moorea reefs. *Bulletin of Marine Science*, 66(2), 477-485.
- Pinault, M., Nicet, J.B. 2008. Extension et modernisation de la station d'épuration de l'Étang-Salé. Étude d'impact, écosystèmes maritimes. 44p.
- Pinault, M., Loiseau, N., Chabanet, P., Durville, P., Magalon, H., Quod, J.P., Galzin, R. 2013. Marine fish communities in shallow volcanic habitats. *Journal of Fish Biology*, 82(6), 1821-1847.
- Pinault, M., Pioch, S., Pascal, N. 2017. Livret 2 - Guide pour la mise en œuvre des mesures compensatoires et la méthode de dimensionnement MERCI-Cor. Édition IFRECOR. 76 p + Annexes.
- Pinault, M., Broudic, L. 2023. UTOPIAN 2022-2023 – Identification des zones d'enjeu de conservation des récifs de la Réunion. 17 p + annexes.
- Pinault, M., Broudic, L., Kerninon, F., Macéra, L., Nicet, J.B., Wickel, J., Pioch, S. 2024. Méthodes d'évaluation rapide des récifs coralliens, des herbiers marins et des mangroves. Édition IFRECOR. In prep
- RNMR 2022. Extraction BD Récif des données du Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) réalisé sur 7 stations de platiers et 7 stations de pentes externes à La Réunion en 2022. <https://quadrige.ifremer.fr/support/BD-Recif>
- Robinson, J.P., Williams, I.D., Edwards, A.M., McPherson, J., Yeager, L., Vigliola, L., Brainard, R.E., Baum, J.K. 2017) Fishing degrades size structure of coral reef fish communities. *Global change biology*, 23(3), 1009-1022.
- Roth, S.K., Powell, A., Smith, D.J., Roth, F., Schierwater, B. 2018. The highly competitive ascidian *Didemnum* sp. threatens coral reef communities in the Wakatobi Marine National Park, Southeast Sulawesi, Indonesia. *Regional Studies in Marine Science*, 24, 48-54.
- Sjö, G.L., Mörk, E., Andersson, S., Melander, I. 2011. Differences in top-down and bottom-up regulation of macroalgal communities between a reef crest and back reef habitat in Zanzibar. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91(4), 511-518.
- Skirving, W., Heron, M., Heron, S. 2006. The hydrodynamics of a bleaching event: implications for management and monitoring. *Coral reefs and climate change: science and management*, 61, 145-161.

- Subhan, B., Hudhayani, N. N., Ervinia, A., Santoso, P., Arafat, D., Khairudi, D., Madduppa, H. 2020. Coral recruitment on concrete blocks at Gosong Pramuka, Kepulauan Seribu, Jakarta. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 404, No. 1, p. 012045). IOP Publishing.
- Vergés, A., Alcoverro, T., Romero, J. 2011. Plant defences and the role of epibiosis in mediating within-plant feeding choices of seagrass consumers. *Oecologia*, 166, 381-390.
- Vie Océane 2005. Cités océanes. Film documentaire réalisé par J.M. Bou – E-max production. 25 min. <https://www.youtube.com/watch?v=NW8YMtYZOtU>
- Wickel, J., Nicet, J.B., Pinault, M., Rungassamy, T. 2021. Suivi 2021 du benthos de substrats durs en milieu marin, réseau de contrôle de surveillance des eaux littorales, Ile de La Réunion. Rapport technique MAREX pour le compte de l'Office de l'eau Réunion. 58 pages + annexes.
- Wickel, J., Nicet, J.B., Pinault, M. 2024. Suivi 2024 du benthos de substrats durs en milieu marin, réseau de contrôle de surveillance des eaux littorales, Ile de La Réunion. Rapport technique MAREX pour le compte de l'Office de l'eau Réunion. In prep.
- Woolfe, K.J., Larcombe, P. 1998. Terrigenous sediment accumulation as a regional control on the distribution of reef carbonates. *Reefs and carbonate platforms in the Pacific and Indian Oceans*, 295-310.

8. ANNEXES

Annexe 1 : Métriques CORRAM mesurées in situ (tiré de Pinault et al., in prep)

Ecology function assessed by the metric	Metric	Semi-quantitative associated score
SCLERACTINIA		
1. Cover coral		
Coral polyps synthesize their calcareous skeleton in the form of calyces, which accumulate on top of each other to form, strengthen and grow the reef. They are its founding organisms ^{12,3} . Coral reef monitoring is therefore based primarily on the percentage of hard substrate covered by living coral colonies. The higher a habitat's coral cover, the greater its bio-constructive activity ^{4,5,6,7} .	What percentage of hard substrate is covered by living coral communities? Estimate the percentage of cover Semi-quantitative score	0. 0% 0.5. 1% 1. 2 to 5% 1.5. 6 to 15% 2. 16 to 33% 2.5. 34 to 61% 3. 62 to 100%
2. Percentage Acropora		
Under favorable abiotic conditions, the genera Acropora and Isopora (Acroporidae) grow rapidly, becoming dominant genera in the coral stand ^{8,9} . In the Indopacific, high coverage by these genera reflects a high stage of ecological succession (theoretical climax stage) ¹⁰ . Because of their low tolerance to variations in abiotic conditions (notably rising water temperatures), their low proportion generally reflects the chronic and/or acute action of natural and/or anthropogenic pressures ^{11,12} .	What percentage of live coral cover is represented by the genera Acropora and Isopora? Estimate the percentage of cover	0. 0% 0.5. 1 to 2% 1. 3 to 7% 1.5. 8 to 19% 2. 20 to 40% 2.5. 41 to 67% 3. 68 to 100%
3. Juvenile density		
The density of juvenile corals (< 5 cm in diameter ¹³) is an indicator of the capacity for settlement (colonization) or population renewal (resilience). A high density is indicative of strong demographic dynamics ^{14,15} . By settling on hard substrates not occupied by adult coral colonies (limiting density regulation), recruits enter into competition with other organisms in the benthic community (notably algae) and may be consumed by excavating species. This ecological balance can be disturbed by natural and/or anthropogenic pressures, resulting in lower density values (increased mortality) ^{12,16,17,18} .	What is the density of juvenile corals (< 5 cm) observed on hard substrates not occupied by adult coral colonies? Estimate the number of juvenile	0. 0 juvenile 1. 1 to 2 juveniles 2. 3 to 4 juveniles 3. > 4 juveniles
4. Structural complexity		
As they grow, corals can adopt a variety of spatial organizations. Diversified forms provide a high level of complexity, allowing many associated species to establish themselves ^{19,20,21} . There is a link between coral architecture and the ecological structure of the ecosystem. Coral reefs can be classified according to a succession of morphotypes of increasing complexity. These morphological facies are reliable predictors of several aspects of reef conservation value, including coral species richness and the presence of rare coral species ^{12,22} .	Which growth forms (morphotypes) are most common in coral reefs? Assign a semi-quantitative value	0. Where present, coral stands are dominated by massive, sub-massive, encrusting forms with low relief 1. In addition to the above morphotypes, coral stands feature foliose, digitate or corymbose forms, with more pronounced relief. 2. Coral morphotypes are diversified and tend to grow vertically: columnar and thick-branched forms appear 3. Coral morphotypes are highly diversified, with branching and/or tabular forms dominating the population and providing a wide range of habitats.
5. Colony size		
Although growth rates vary widely between species, it is recognized that the larger a coral colony, the older, more resistant and more fertile it is ^{23,17} . The size classes of living colonies therefore provide information, based on the growth rates of the species concerned, on the time elapsed since the last major disturbance of the ecosystem, resulting in potential or proven mortality (dead colonies) of the largest colonies ^{16,23,24} . They also provide information on the ability of living colonies to survive future pressures.	How are the size classes of living colonies distributed within the coral population? Assign a semi-quantitative value	0. Where present, living colonies are homogeneous in size, with diameters mostly under 5 cm and no colony larger than 40 cm. 1. Living coral colonies are homogeneous in size, with diameters mostly less than 10-15 cm and no colony larger than 40 cm. 2. Living coral colonies are heterogeneous in size, with small, medium and large colonies over 40 cm. 3. Living coral colonies are heterogeneous in size, with small, medium and large colonies over 100 cm
6. Health condition		
Exposure of a living coral colony to a stress or pathogen can cause multiple physiological responses of increasing severity, ranging from reduced fertility and growth, to depigmentation (fluorescence, bleaching) or the appearance of tissue necrosis ^{25,26} . This general state of health can be revealed by external, visible and recognizable characteristics. The presence of dead colonies, the final stage in physiological responses, indicates a general disturbance in the abiotic characteristics of the environment ^{4,14,27} .	What is the general state of health of coral colonies (necrosis, debris, mortality) and what is the prevalence of disease within the population? Assign a semi-quantitative value	0. Coral colonies show numerous signs of necrosis and disease. Some may be bleached. Many colonies are already dead, with an accumulation of debris. 1. Coral colonies show frequent necrosis and disease symptoms, but few colonies are dead and debris is scarce. 2. Coral colonies show rare necrosis and/or disease symptoms and very few dead colonies (i.e. < 5) and debris are observed. 3. No colonies are dead, necrotic, bleached, broken or infected. Coral stands show maximum vitality.
NON-CORAL SESSILE FAUNA (SPONGES, ZOANTHARIAE, ALCYONARIAE, GORGONARIAE, ANTIPATHARIAE, ETC.)		
7. Non coral sessile benthic fauna cover		
Non-coral sessile benthic fauna (sponges, zoanthariae, alcyonariae, gorgonariae, antipathariae, ascidians, etc.) compete with other species in the benthic community ^{28,29,30} . However, these heterotrophic organisms, feeding on organic particles suspended in seawater, can withstand high turbidities, beyond the tolerance thresholds of coral and algal species. Their presence on coral reefs is therefore linked to the attenuation of light intensity with depth, or as a result of chronic degradation of water quality (turbidity, suspended organic matter) ^{30,31} .	What percentage of hard substrates is covered by non-coral sessile fauna? Estimate the percentage of cover	0. 85 to 100% 0.5. 22 to 84% 1. 10 to 21% 1.5. 5 to 9% 2. 3 to 4% 2.5. 1 to 2% 3. 0%
ALGAE		
8. Erect Algae cover (>2cm)		
Algae are primary producers, feeding on inorganic nutrient salts (nitrates, phosphates). They colonize the hard substrates of euphotic zones and compete with other species in the benthic community ³² . This competition may be unbalanced in their favor following the disappearance of herbivores or an excessive supply of nutrient salts ^{33,34,35} . They then invade hard substrates and can smother and poison coral colonies, drastically reducing their vitality and rate of recovery ^{10,4} . In addition to their proven role as competitors for coral populations, macroalgae are also monitored as part of water quality bio-monitoring networks (fleshy macroalgal index) ³⁴ .	What percentage of hard substrate is covered by erect algae (> 2 cm in height)? Estimate the percentage of cover	0. 85 to 100% 0.5. 22 to 84% 1. 10 to 21% 1.5. 5 to 9% 2. 3 to 4% 2.5. 1 to 2% 3. 0%

FISH COMMUNITIES		
9. Specific diversity of fish populations		
The specific diversity of a stand can be represented as the number of species living in a habitat (species richness) and the distribution of individuals within these species (specific equitability) ³⁶ . The result is a composite indicator, sensitive to both the number of species recorded and the equitability of the distribution of the total number of individuals between the different species ^{37,38} . This means that a reduction in species richness associated with a proliferation of opportunistic species, likely to represent the majority of the total population, will lead to a drop in species diversity characteristic of regressive ecological successions ³⁹ .	What is the specific diversity of the fish population? Score estimated during a random 10 min per station	0. 0 sp 0.5. 1 to 6 sp 1. 7 to 13 sp 1.5. 14 to 20 sp 2. 21 to 26 sp 2.5. 27 to 33 sp 3. 34 to 40 sp
10. Abundance and maturity of reef top predators		
In the early stages of ecological succession, organisms tend to be small in size, with simple life-history traits and high rates of reproduction ('bottom-up' regulation). As the ecosystem develops, the selective advantage shifts towards organisms, which have greater storage capacities and more complex life histories ('top down' regulation) ^{40,41,42} . In addition, fisheries exploitation and its highly targeted impact on apical carnivores could have an effect on the structure of populations, in particular through the disappearance of the regulatory role of predators on populations small juvenile and adult populations ^{43,44,45,46} .	What is the representation (relative size) of top predators >20 cm? Score estimated during a random 10 min per station	0. 0 predator 0.5. 1 predator 1. 2 to 3 predators 1.5. 4 to 5 predators 2. 6 à 8 predators 2.5. 9 to 12 predators 3. 13 to 20 predators
11. Abundance and maturity of parrotfish		
Herbivorous organisms, including a range of fish and invertebrate species and invertebrates, play an important role in regulating the competitive balance between algae and corals. By feeding on algae, they can prevent macro-algae from invading the corals and causing them to suffocate ⁴⁷ . Among these herbivores are (family Scaridae) feed by scraping (scrapers) or digging up (excavators) part of the bedded substrate, thereby a space favourable to the installation of coral recruits ^{48,49} . These species are recognised for their important role in ecological resilience processes ^{50,51} . However, they are heavily targeted by traditional fishing ⁴⁷ .	What is the representation (relative size) of parrot fish (Scaridae)? Score estimated during a random 10 min per station	0. 0 scaridae 0.5. 1 scaridae 1. 2 scaridae 1.5. 3 to 4 scaridae 2. 5 to 7 scaridae 2.5. 8 to 14 scaridae 3. 15 to 80 scaridae
MACRO INVERTEBRATES		
12. Abundance herbivorous sea urchins		
Sea urchins, belonging to the genera <i>Echinometra</i> , <i>Diadema</i> , <i>Stomopneustes</i> and <i>Echinothrix</i> , are strict herbivores in the benthic community, helping to regulate the growth of algal felts ⁴⁸ . Their ecological role is crucial to the competitive balance between algal and coral communities ^{49,50,51} . However, their proliferation within an ecosystem may reflect a disruption in the mechanisms regulating their populations, following the disappearance of their natural predators or the dystrophic development of algal communities (eutrophication) ⁴⁹ .	What is the cumulative density of sea urchin species belonging to the genera <i>Echinometra</i> , <i>Diadema</i> , <i>Stomopneustes</i> and <i>Echinothrix</i> on hard substrates? Estimate the number of sea urchins	0. 0 sea urchin 0.5. 1 sea urchin 1. 2 to 3 sea urchins 1.5. 4 to 6 sea urchins 2. 7 à 13 sea urchins 2.5. 14 to 30 sea urchins 3. 31 to 150 sea urchins
13. Abundance of holothurians on or near hard substrate		
Many species of molluscs (bivalves, gastropods, (bivalves, gastropods, cephalopods), crustaceans (lobsters, cicadas, prawns, crabs) and echinoderms (sea urchins, sea cucumbers) are the subject of a more or less regulated trade and linked to a variety of human activities (fishing, aquarium collection, etc.) ^{52,54} . These organisms, particularly holothurians, play an important role in the processes of ecological resilience by participating in the recycling of organic matter (detritivores, grazers of algal felting) ⁵³ . They promote oxygenation and transforms detrital matter into fine particles, preventing the accumulation of decomposing organisms and combating certain bacteria and parasites. Their overexploitation contributes to reducing the ecosystem's capacity for resistance and regeneration ecosystem in the face of natural or man-made pressures anthropogenic ⁵⁵ .	14. What is the abundance of holothurians on or near a hard substrate? Estimate the number of holothurians	0. 0 holothurian 0.5. 1 holothurian 1. 2 à 3 holothurians 1.5. 4 à 6 holothurians 2. 7 à 13 holothurians 2.5. 14 à 30 holothurians 3. 31 à 160 holothurians

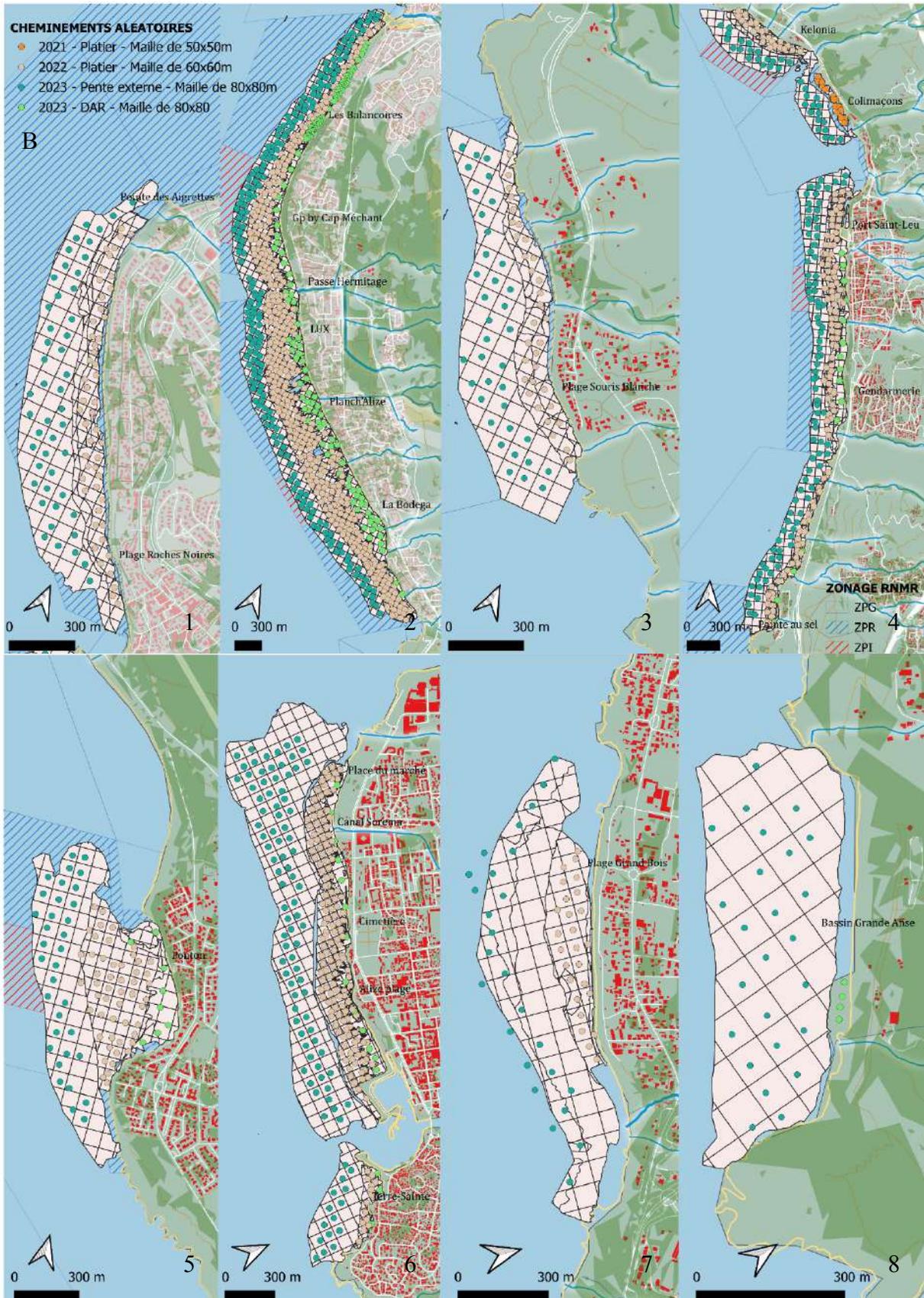
Annexe 2 : Métriques SEARAM mesurées in situ (tiré de Pinault et al., in prep)

PEUPLEMENTS BENTHIQUES DE SUBSTRATS MEUBLES (HERBIERS À PHANÉROGAME MARINES)		
Fragmentation de l'herbier		
La notion de fragmentation englobe tout phénomène artificiel de morcellement d'un habitat, susceptible d'empêcher une ou plusieurs espèces de se déplacer comme elles le devraient et le pourraient au sein du même habitat non fragmenté. Cette notion amène celles de rupture de continuité, de barrières et de corridors écologiques. Les impacts de la fragmentation sur les organismes et les stratégies de remédiation déployées dépendent des espèces concernées. Toutefois, dans l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, la fragmentation écologique est considérée comme une des premières causes d'atteinte à la biodiversité, avant la pollution ¹⁰⁶ .	Quel est le degré de fragmentation de l'herbier (surface et espacement des patchs, surface cumulée) ? Score estimé au cours d'un cheminement aléatoire de 10 mn (≈ 500 m²)	0. Lorsqu'il est présent, l'herbier est très fragmenté. Les patchs sont petits, peu nombreux, distants de plusieurs dizaines de mètres et couvrent moins de 10% de l'habitat. 1. L'herbier est fragmenté. Les patchs sont nombreux, de petites tailles, distants de plusieurs mètres et couvrent 11 à 40% de l'habitat. 2. L'herbier est peu fragmenté. Les patchs sont coalescents et couvrent 41 à 70% de l'habitat. 3. L'herbier est continu et couvre plus de 70% de l'habitat.
Recouvrement par l'herbier (patchs)		
En se développant, l'herbier tend à couvrir une part croissante du substrat, pouvant aller jusqu'à son recouvrement total ¹⁰⁷ . Inversement, lorsqu'il se dégrade, l'herbier tend à couvrir un pourcentage significativement plus faible de substrat ¹⁰⁸ , cet indicateur est ainsi largement utilisé dans les réseaux de surveillance ¹⁰⁹ . Cette réponse structurelle peut en revanche prendre plusieurs années et être la conséquence de pressions déjà en œuvre lors de l'évaluation des impacts du projet ¹¹⁰ .	Quel pourcentage des substrats meubles est recouvert par les feuilles de l'herbier, toutes espèces de phanérogames confondues ? Score moyen estimé au sein de 5 quadrats de 50 x 50 cm	0. <1% 1. 1 à 20% 2. 21 à 40% 3. > 40%
Hauteur de l'herbier (patchs)		
La longueur des feuilles de l'herbier est un indicateur structurel de l'état de conservation des peuplements de phanérogames marines largement employé dans les réseaux de surveillance ¹⁰⁸ . Toutefois, si cet indicateur montre une baisse significative sur les sites dégradés ¹⁰⁸ , il dépend grandement des espèces concernées et des facteurs de stress naturels, comme la pression d'herbivorie. Sa variation peut également prendre plusieurs années et être la conséquence de pressions déjà en œuvre lors de l'évaluation des impacts du projet ¹¹⁰ .	Quelle est la hauteur de l'espèce dominante de phanérogame ? Score moyen estimé au sein de 5 quadrats de 50 x 50 cm	0. <1 cm 1. 1 à 5 cm 2. 6 à 10 cm 3. > 10 cm
Epibiose de l'herbier (patchs)		
Bien qu'une forte biomasse d'épibiontes sur les feuilles de phanérogames marines ne soit pas considérée comme un indicateur fiable de dégradation de l'écosystème ¹⁰⁸ , elle indique en revanche un temps de renouvellement foliaire plus long ¹¹³ et peut être favorisée par un apport en nitrates dans le milieu ¹¹⁴ . En outre, une forte colonisation des pieds de phanérogames par les épibiontes réduit leur capacité photosynthétique, limitant de fait leur activité physiologique ¹¹⁵ . Une forte proportion de pieds de phanérogames colonisés par les épibiontes témoigne donc d'un possible enrichissement du milieu en nitrate et d'un ralentissement des mécanismes physiologiques de l'herbier (croissance, renouvellement foliaire, reproduction, etc.).	Quelle est la proportion de pieds de phanérogames colonisés par les épibiontes ? Score moyen estimé au sein de 5 sous-quadrats de 10 x 10 cm	0. > 60% 1. 31 à 60% 2. 10 à 30% 3. < 10%
PEUPLEMENTS ICTHYOLOGIQUES		
Diversité spécifique des peuplements de poissons		
La diversité spécifique d'un peuplement peut être représentée comme le croisement du nombre d'espèces vivant dans un habitat (richesse spécifique) et de la répartition des individus au sein de ces espèces (équitabilité spécifique) ³⁷ . Il en résulte un indicateur composite, sensible à la fois au nombre d'espèces recensées et à l'équitabilité de distribution de l'effectif total entre les différentes espèces ^{38,39} . Ainsi, une diminution de la richesse spécifique associée à une prolifération d'espèces opportunistes, entrainera une baisse de la diversité spécifique, caractéristique de successions écologiques régressives ⁴⁰ .	Quelle est la diversité spécifique des six familles de poissons les plus communément observées sur les récifs coralliens ? <i>Cf: Tableau des six familles les plus communément observées sur les récifs coralliens selon Allen et Werner (2002)¹⁰³</i> Score estimé au cours d'un cheminement aléatoire de 10 mn (≈ 500 m²)	0. Moins de 10 espèces sont observées. 1. Moins de 25 espèces sont observées. 2. Plus de 25 espèces sont observées, mais l'effectif total du peuplement est marqué par la prolifération (≥ 20%) des espèces opportunistes: <i>Stegastes spp.</i> , <i>Acanthurus triostegus</i> , <i>A. nigrofuscus</i> et <i>Ctenochaetus striatus</i> . 3. Plus de 25 espèces appartenant aux six familles sont observées et les espèces opportunistes ne présentent aucune prolifération (< 20% du peuplement).
Abondance et maturité des prédateurs supérieurs récifaux		
Lors des stades précoces des successions écologiques, les organismes tendent à présenter de petites tailles, à avoir de simples traits d'histoire de vie et de forts taux de reproduction (régulation « bottom-up »). Quand l'écosystème se développe, l'avantage sélectif se déplace vers les plus grands organismes, qui ont de plus grandes capacités de stockage et des histoires de vie plus complexes (régulation "top down") ^{41,42,43} . En outre, l'exploitation halieutique et son impact très ciblé sur les carnivores apicaux, pourrait avoir une action sur la structure des peuplements, notamment par la disparition du rôle régulateur des prédateurs sur les populations juvéniles et adultes de petite taille ^{44,45,46,47} .	Quelle est l'abondance et la taille des prédateurs supérieurs récifaux ? <i>Cf: Tableau des espèces de prédateurs supérieurs récifaux de La Réunion selon Fricke et al. (2009)¹⁰⁵</i> Score estimé au cours d'un cheminement aléatoire de 10 mn (≈ 500 m²)	0. Aucun prédateur supérieur n'est observé. 1. Certaines espèces sont présentes, mais aucun individu supérieur ou égal à 35 cm n'est observé. 2. Entre 1 et 10 individus de taille supérieure ou égale à 35 cm sont observés, quel que soit le nombre de petits individus (juvéniles). 3. Plus de 10 individus de taille supérieure ou égale à 35 cm sont observés, quel que soit le nombre de petits individus (juvéniles).
Abondance et maturité des poissons perroquets		
Les organismes herbivores, comprenant une gamme d'espèces de poissons et d'invertébrés, jouent un rôle important dans la régulation de l'équilibre compétitif entre algues et coraux. Ils contribuent à empêcher les macroalgues d'envahir les coraux et de provoquer leur étouffement ⁵⁰ . Parmi ces herbivores, les poissons perroquets (famille des Scaridae) s'alimentent en raclant (scrapeurs) ou en arrachant (excavateurs) une partie du substrat enalgué, libérant ainsi un espace favorable à l'installation des recrues coralliennes ^{51,52} . Ces espèces sont ainsi reconnues pour leur rôle important dans les processus de résilience écologique ^{53,54} . Elles sont toutefois fortement ciblées par la pêche traditionnelle ⁵⁰ .	Quelle est l'abondance et la taille des poissons perroquets (Scaridae) ? Score estimé au cours d'un cheminement aléatoire de 10 mn (≈ 500 m²)	0. Aucun poisson perroquet n'est observé. 1. Les poissons perroquets sont présents, mais aucun individu de taille supérieure ou égale à 25 cm n'est observé. 2. Entre 1 et 10 individus de taille supérieure ou égale à 25 cm sont observés, quel que soit le nombre de petits individus (juvéniles). 3. Plus de 10 individus de taille supérieure ou égale à 25 cm sont observés, quel que soit le nombre de petits individus (juvéniles).

PEUPELEMENTS DE MACRO-INVERTÉBRÉS		
Densité des oursins herbivores		
<p>Les oursins, appartenant aux genres <i>Echinometra</i>, <i>Diadema</i>, <i>Stomopneustes</i> et <i>Echinothrix</i>, sont des herbivores stricts de la communauté benthique qui participent à la régulation de la croissance du feutrage algal⁵⁵. Leur rôle écologique est primordial dans l'équilibre compétitif entre peuplements algaux et coralliens^{56,57,58}. Toutefois, leur prolifération au sein d'un écosystème peut traduire une perturbation des mécanismes de régulation de leurs populations suite à une disparition de leurs prédateurs naturels ou à un développement de nature dystrophique des peuplements algaux (eutrophisation)⁵⁹.</p>	<p>Quelle est la densité cumulée des espèces d'oursins appartenant aux genres <i>Echinometra</i>, <i>Diadema</i>, <i>Stomopneustes</i> et <i>Echinothrix</i> ?</p> <p>Score moyen estimé au sein de 5 points fixes de 100 m²</p>	<p>0. > 350 ind/100 m² 1,5. < 3 ind/100 m² 3. 3 à 350 ind/100 m²</p>
Abondance des macro-invertébrés		
<p>De nombreuses espèces de mollusques (bivalves, gastéropodes, céphalopodes), crustacés (langoustes, cigales, crevettes, crabes), et d'échinodermes (oursins, holothuries) font l'objet d'un commerce plus ou moins réglementé et lié à diverses activités humaines (pêche, aquariophilie, collection, etc.)^{63,64}. Ces organismes, généralement de taille moyenne à grande, jouent un rôle important dans les processus de résilience écologique en participant au maintien des mécanismes de régulation des récifs coralliens et de recyclage de la matière organique (détritivores, filtreurs, prédateurs d'acanthaster, brouteurs du feutrage algal, etc.)⁶⁵. Leur surexploitation participe à la réduction des capacités de résistance et de résilience de l'écosystème face à la présence de pressions d'origine naturelle ou anthropique⁵⁹.</p>	<p>Quelle est l'abondance des espèces de macro-invertébrés pouvant faire l'objet de prélèvements (pêche, collection, braconnage, aquariophilie, etc.) ?</p> <p><i>Cf. Tableau des espèces de macro-invertébrés pouvant faire l'objet de prélèvements</i></p> <p>Score estimé au cours d'un cheminement aléatoire de 10 mn (≈ 500 m²)</p>	<p>0. 0 ind/10 mn 1. 1 à 5 ind/10 mn 2. 6 à 15 ind/10 mn 3. > 15 ind/10 mn</p>

Annexe 3 : Effort d'échantillonnage pour l'évaluation de l'état écologique des récifs de La Réunion.
 A : Points fixes, B : Cheminements aléatoires. 1 : Grande Fond, 2 : Hermitage – La Saline, 3 : Souris Chaude, 4 : Baie de Saint-Leu, 5 : Étang-Salé, 6 : Saint-Pierre et Terre-Sainte, 7 : Grand Bois, 8 : Grande Anse





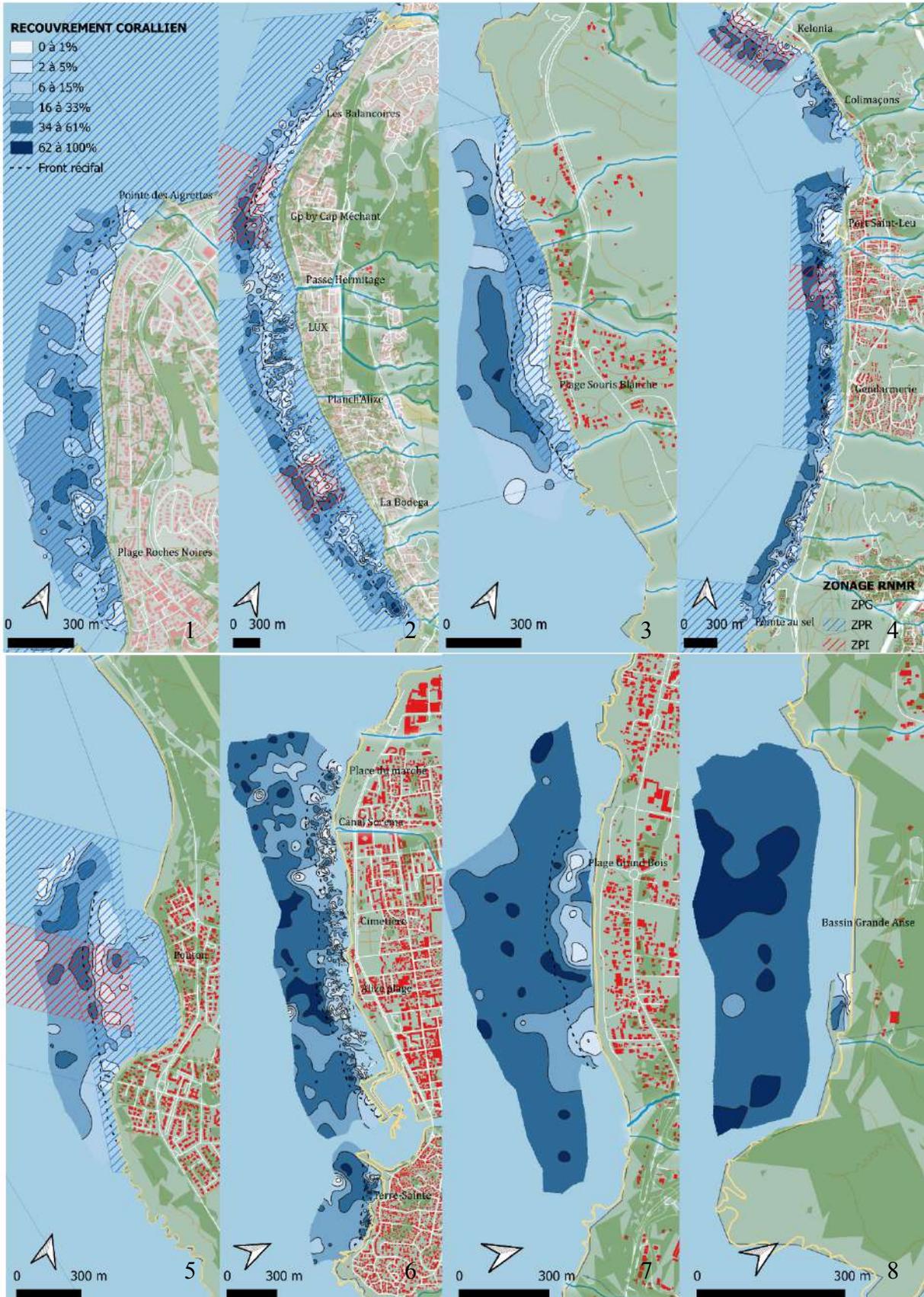
Annexe 4 : Surface en hectare des complexes récifaux étudiés, en respectant la distinction : dépression d'arrière récif (DAR), platier et pente externe (surfaces calculées selon la carte des habitats récifaux de Nicet et al. 2016).

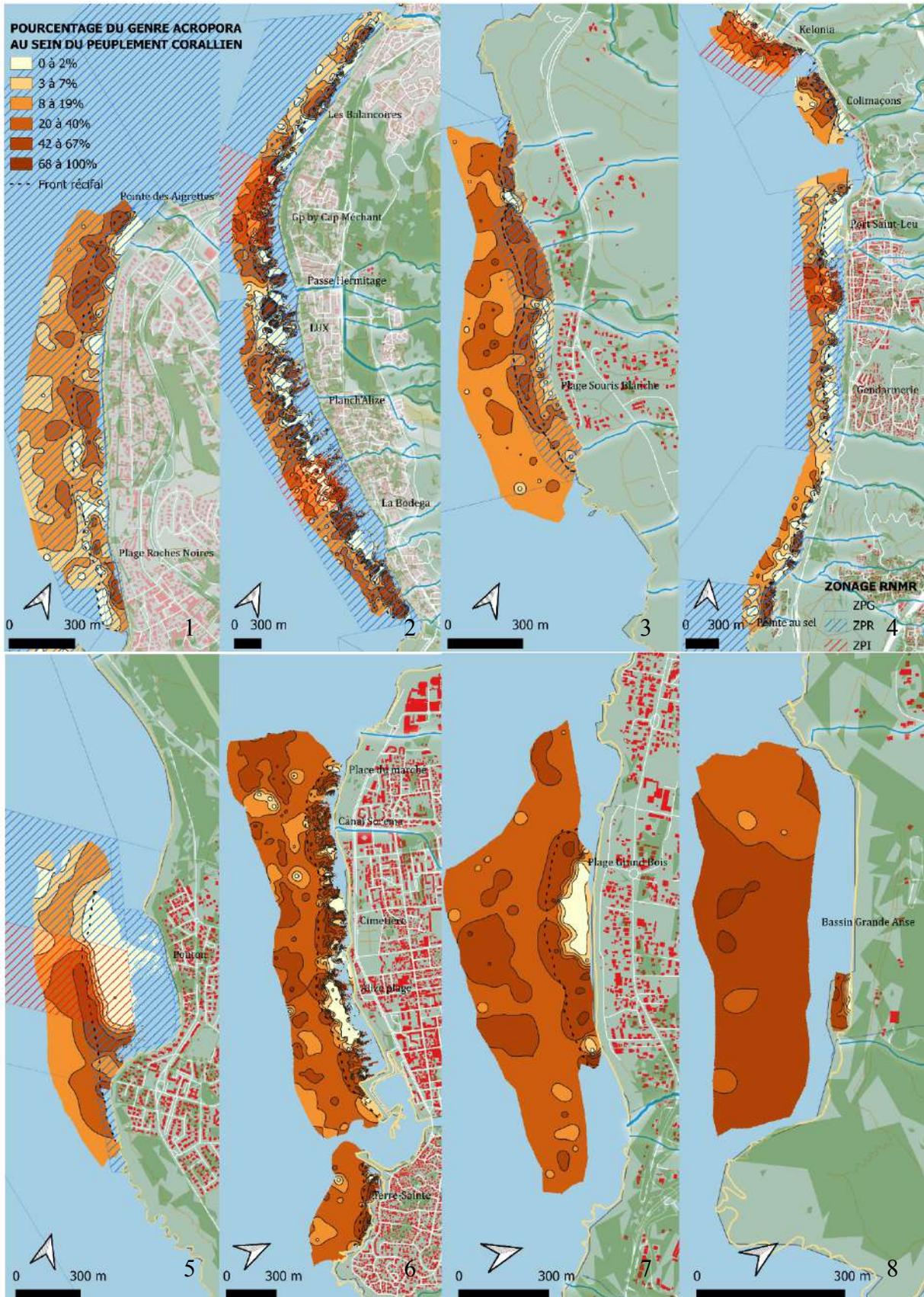
	Grand Fond	Hermitage – La Saline	Souris Chaude	Baie de Saint-Leu	Étang-Salé	Saint-Pierre – Terre-Sainte	Grand Bois	Grande Anse	Total
Dépression d'arrière récif		73,0		11,7	8,6	10,4			103,7
Platier	22,3	162,3	14,2	55,0	15,5	33,6	8,8		311,7
Pente externe	37,4	161,9	33,2	109,0	33,1	95,4	37,7	16,1	523,8
Total	59,7	397,2	47,4	175,7	57,2	139,4	46,5	16,1	939,2

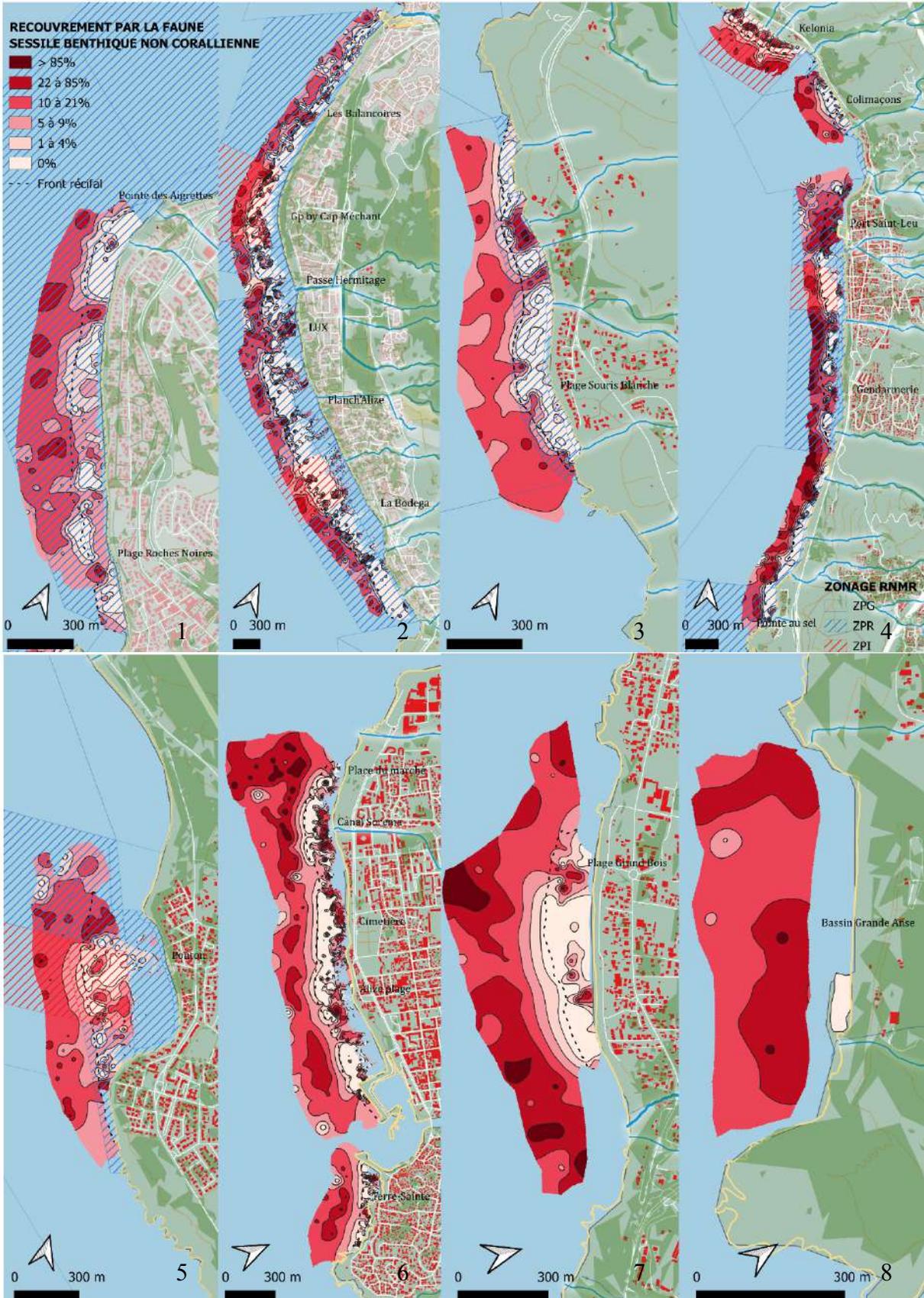
Annexe 5 : Surfaces en hectares, converties en proportions relatives, des zones de protections de la RNMR étudiées, et proportions des surfaces étudiées selon les surfaces totales des zones de protection (au-delà de 15 m de profondeur et sur les secteurs littoraux non récifaux), en respectant la distinction : hors réserve, zone de protection générale (ZPG), zone de protection renforcée (ZPR) et zone de protection intégrale (ZPI) (surfaces calculées selon la carte des habitats récifaux de Nicet et al. 2016).

	Surface	Proportion relatif	Surface total	Surface échantillonnée	% de surface étudiée
HR	191,0	20%			
ZPG	74,2	9%	581,4	74,2	13%
ZPR	567,6	60%	1 657,7	567,6	34%
ZPI	106,2	11%	196,9	106,2	54%
Total	939,0	100%	2 436,1	748,0	31%

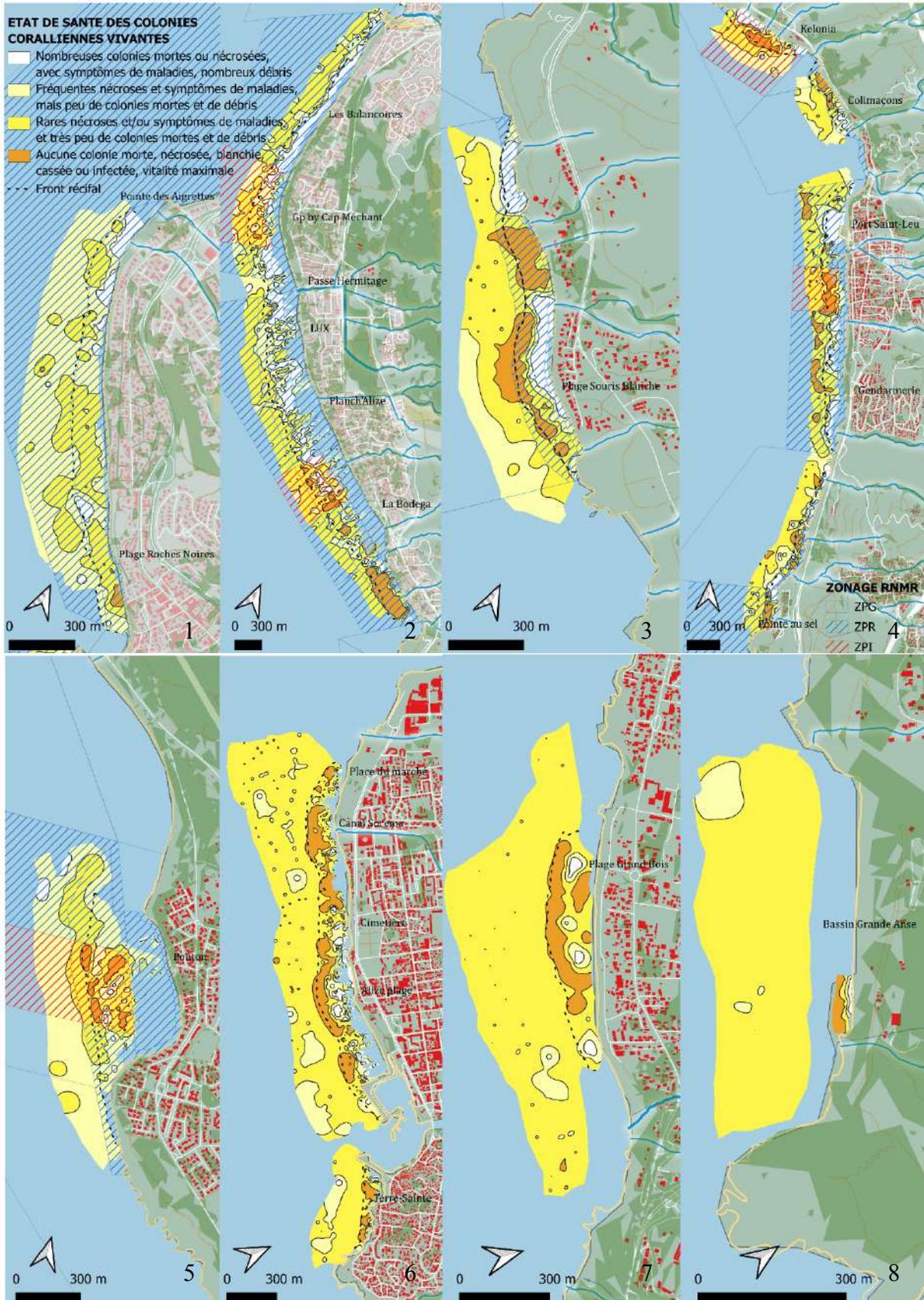
Annexe 6 : Spatialisation de l'état écologique des récifs coralliens selon la méthode CORRAM. 1 : Grande Fond, 2 : Hermitage – La Saline, 3 : Souris Chaude, 4 : Baie de Saint-Leu, 5 : Étang-Salé, 6 : Saint-Pierre et Terre-Sainte, 7 : Grand Bois, 8 : Grande Anse

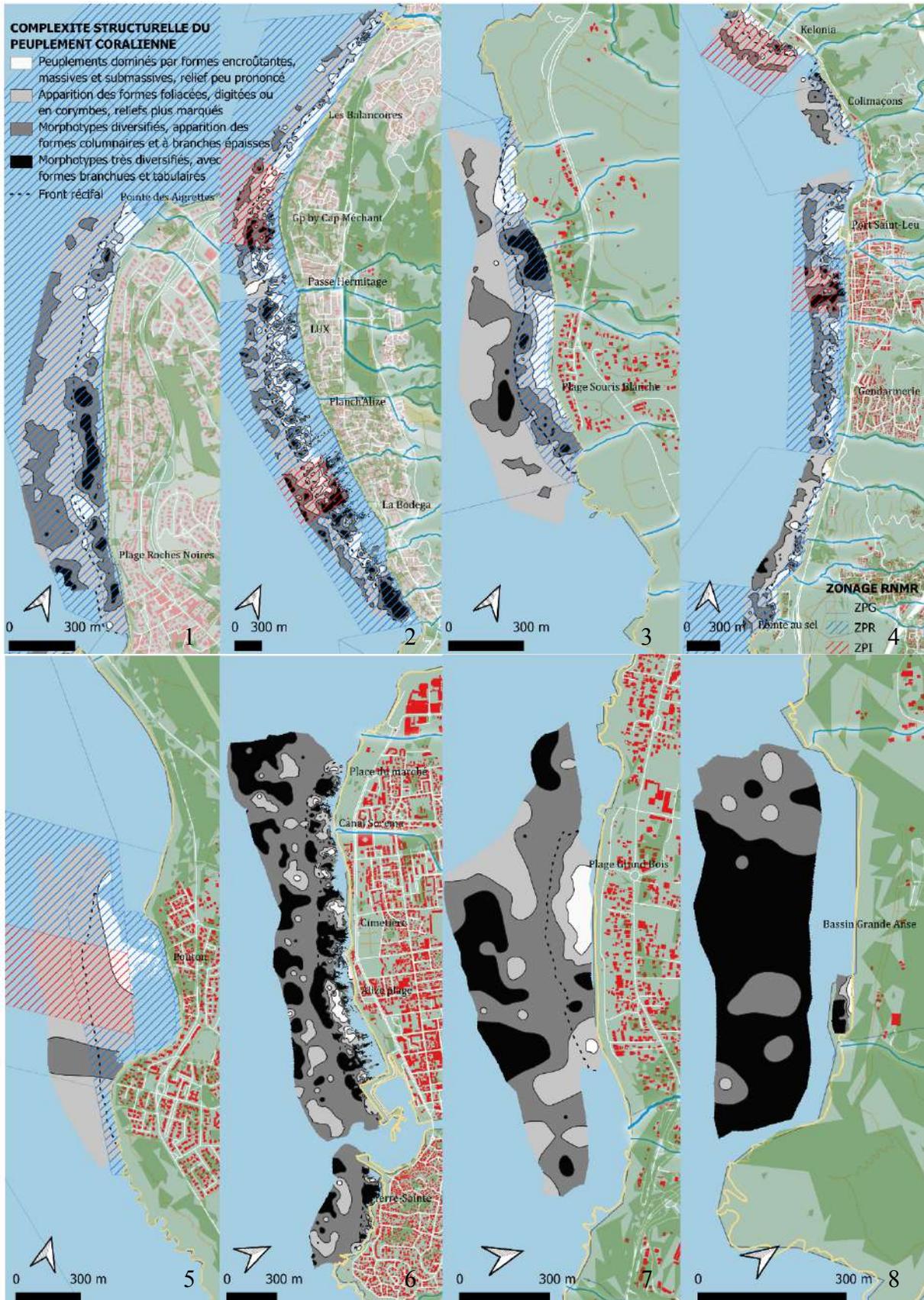


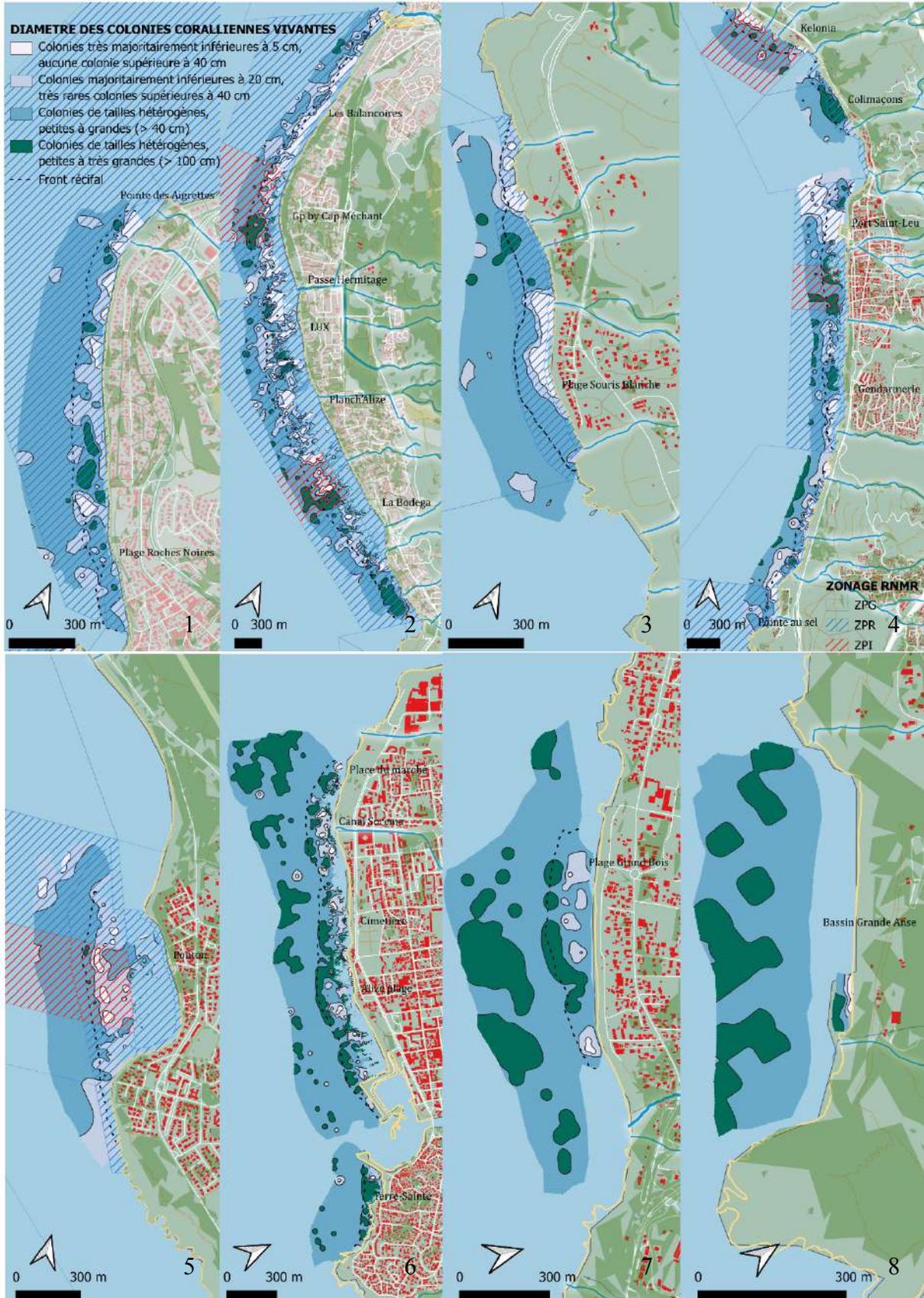


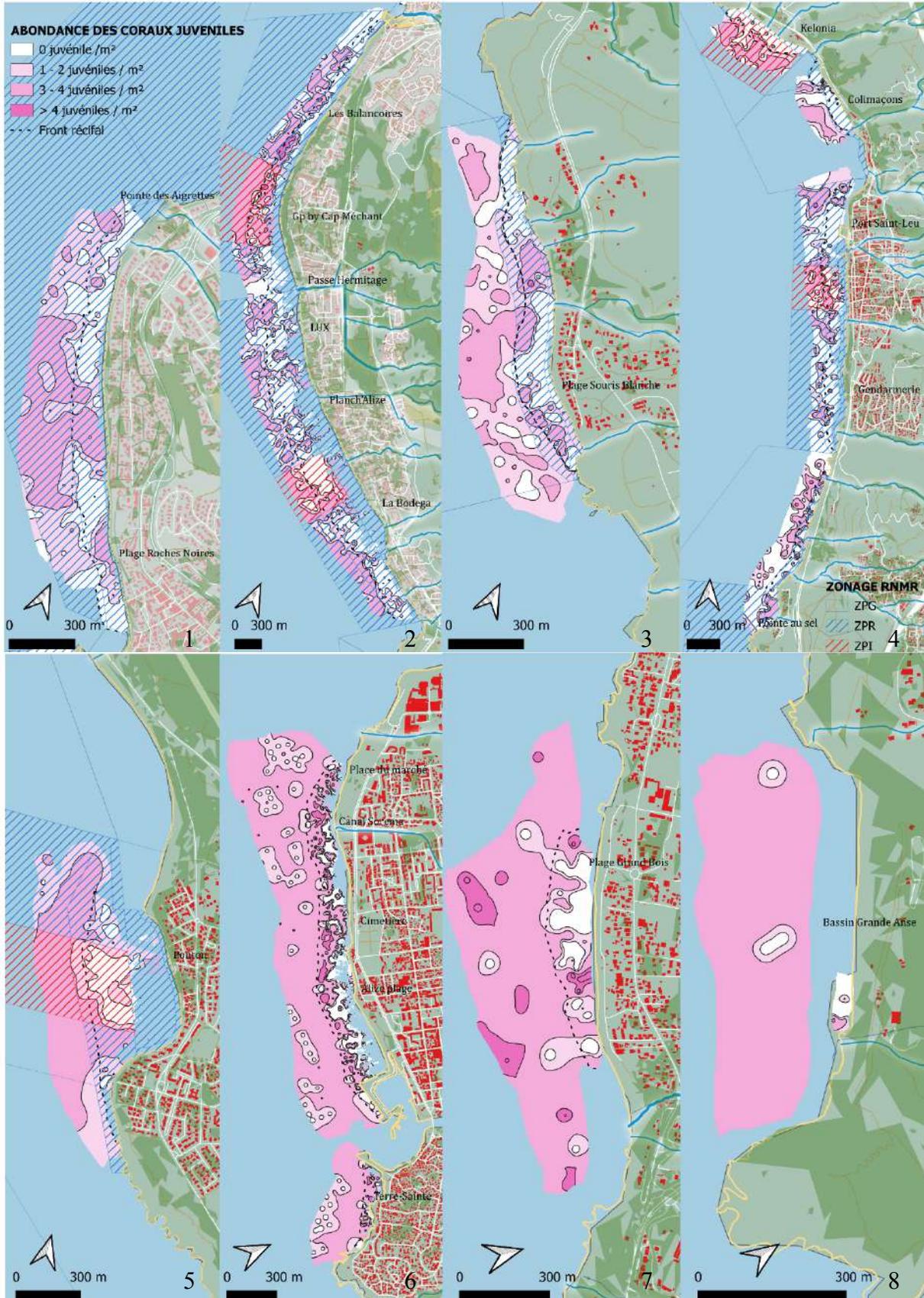


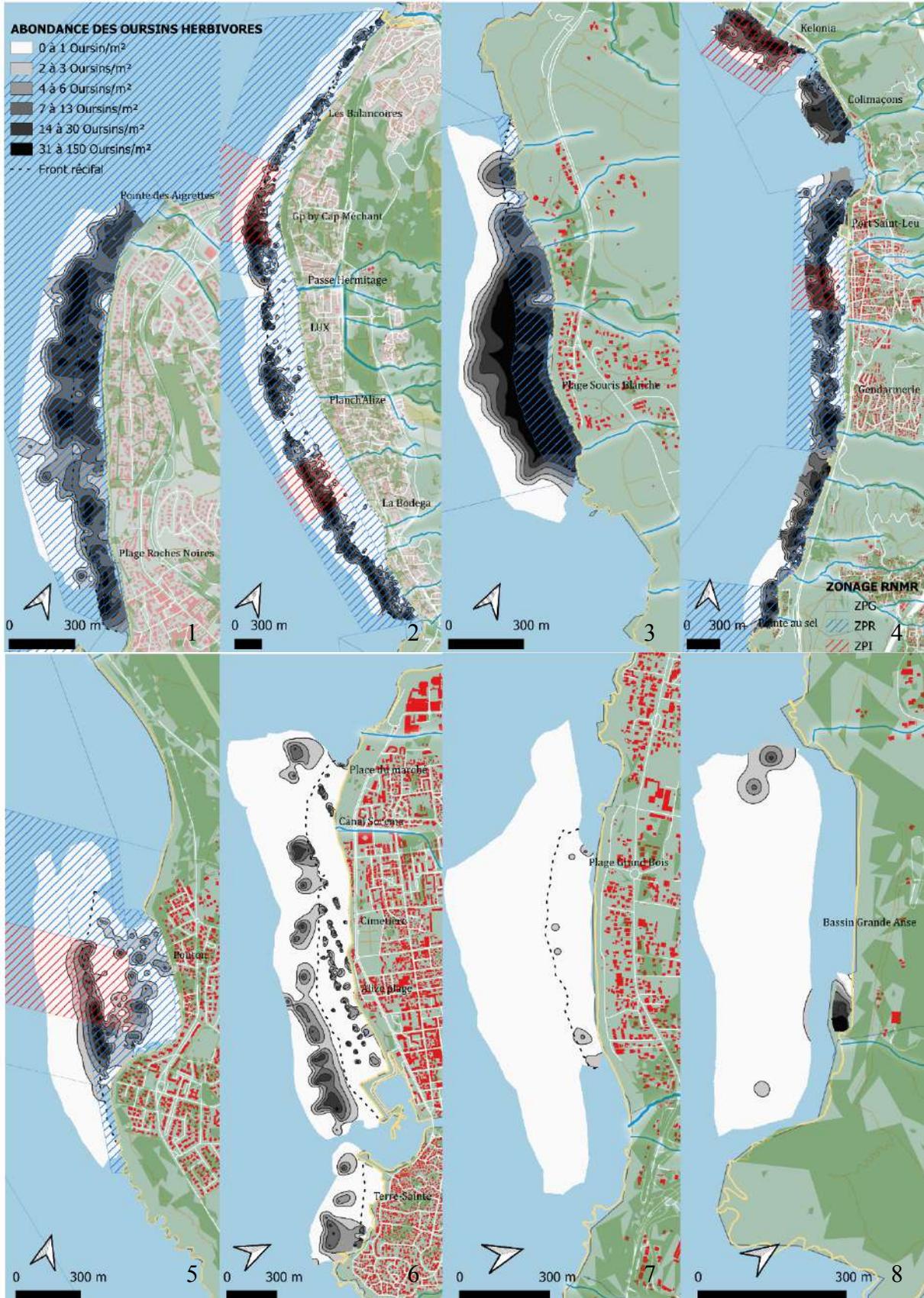


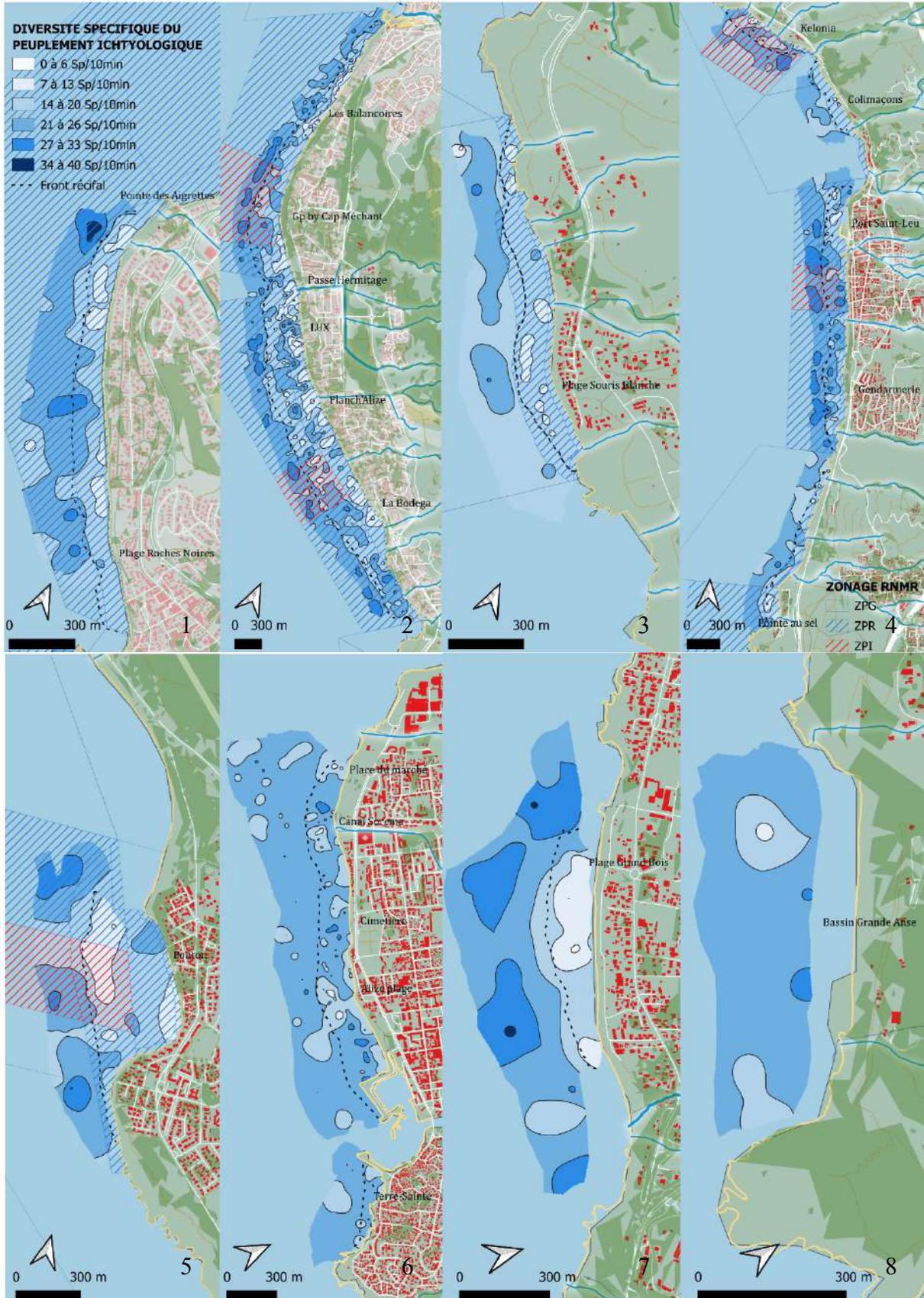


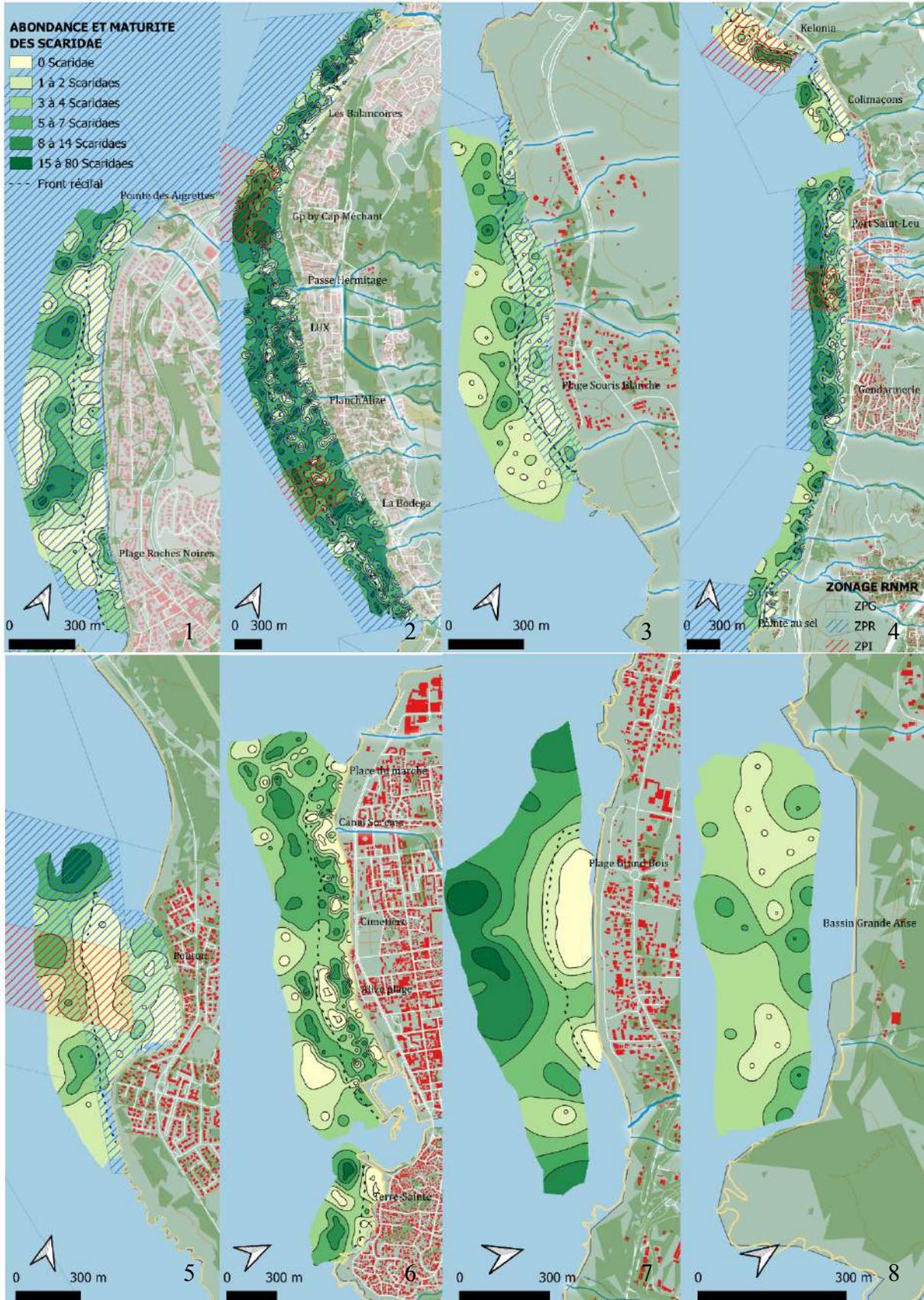


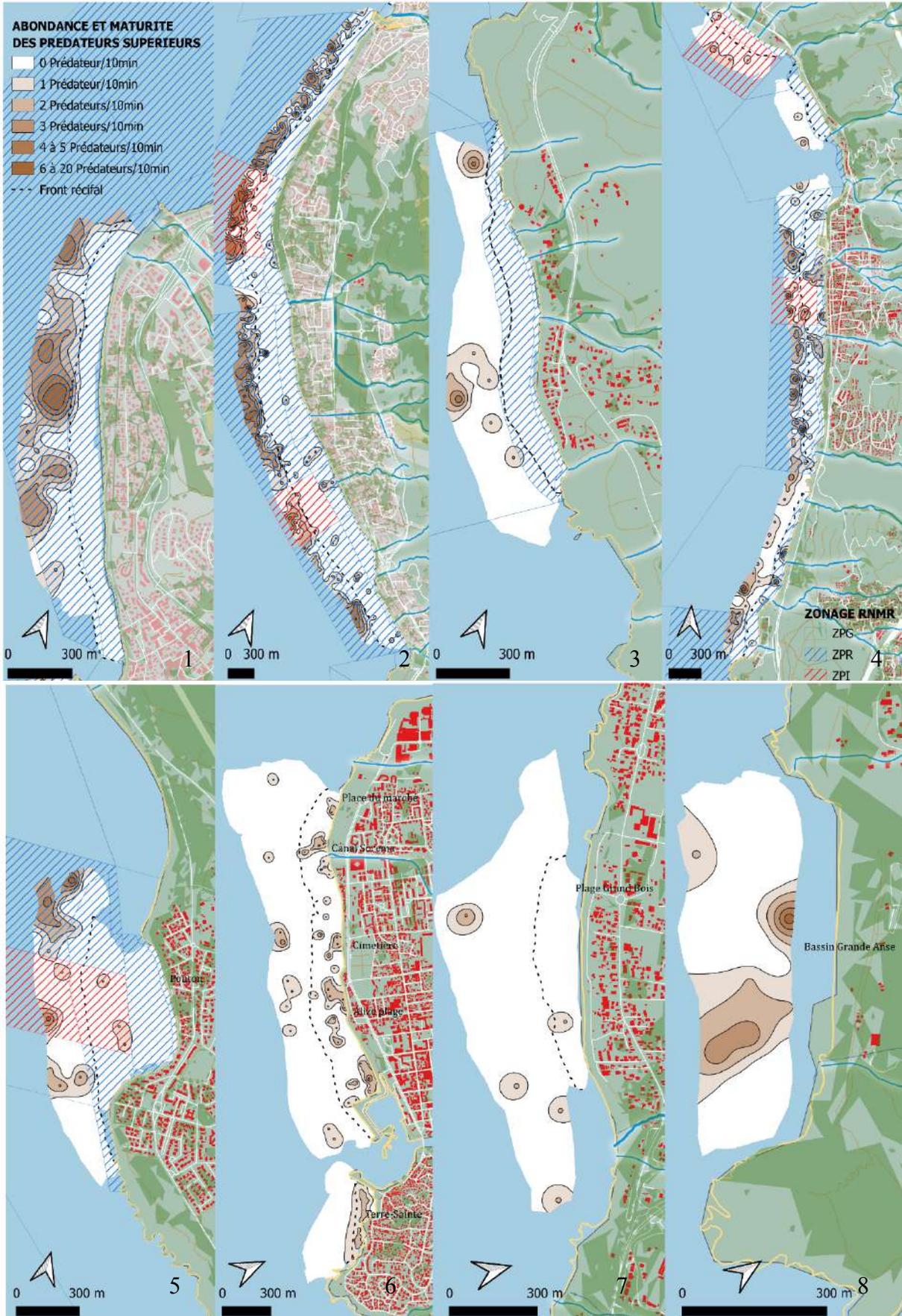


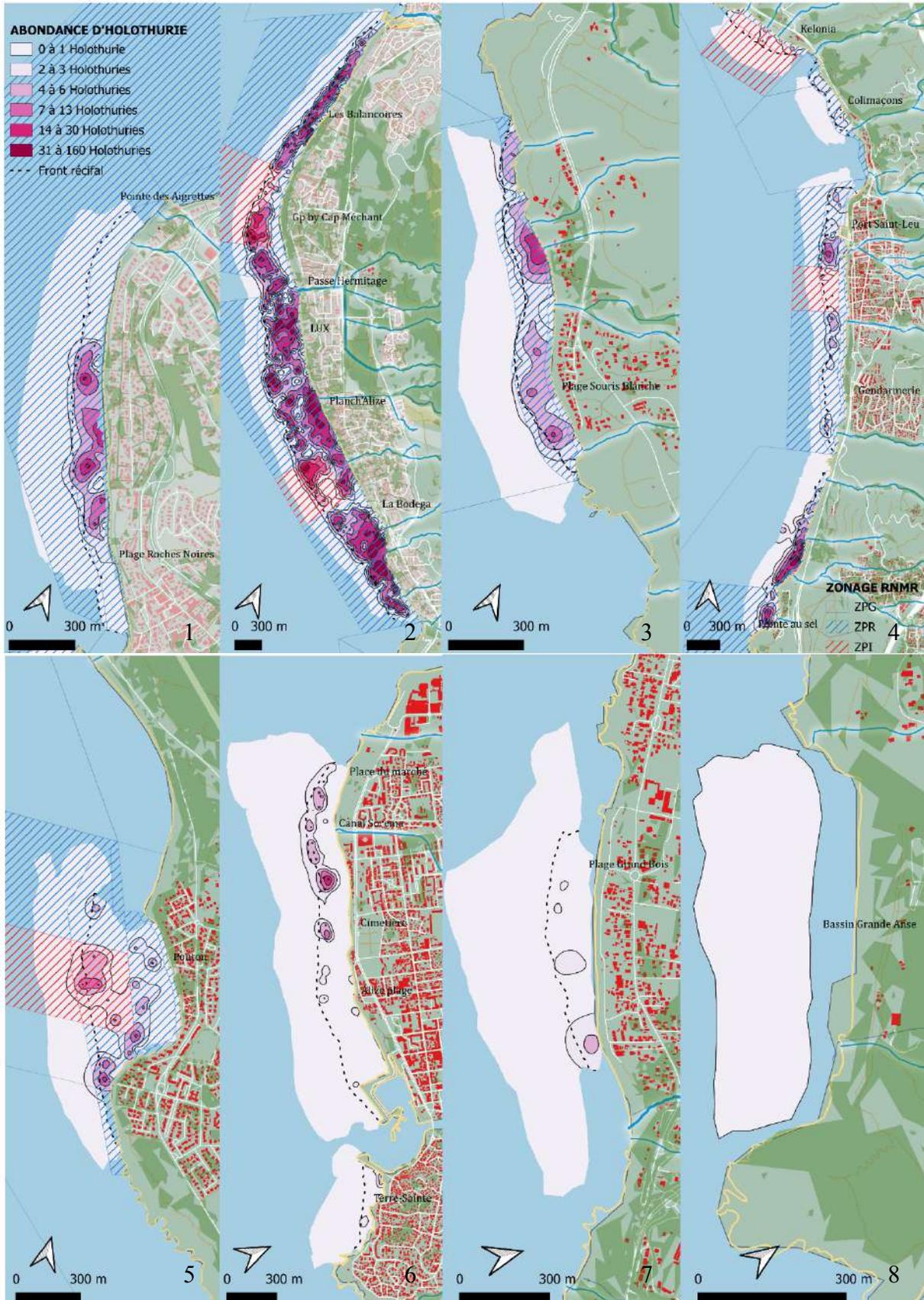




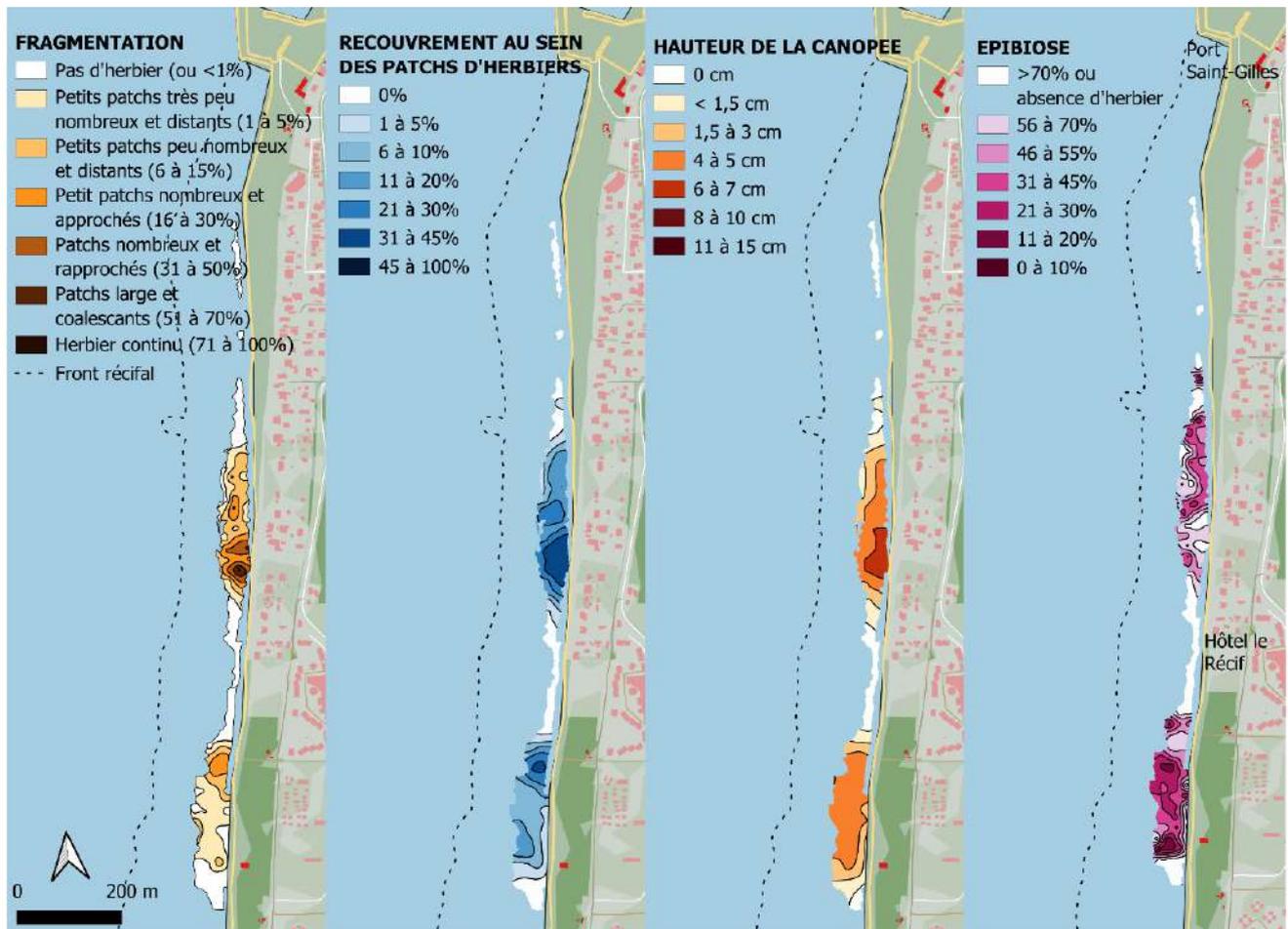








Annexe 7 : Spatialisation de l'état écologique des herbiers marins à *Syringodium* de La Réunion, situé entre la plage des Brisants et l'Hermitage.



Annexe 8 : Abondance et proportion des espèces d'oursins herbivores rencontrées lors des campagnes de terrain, avec une distinction entre les compartiments récifaux

Espèce	Abondance	%
Pente externe	6005	17%
<i>Echinometra mathaei</i>	3468	58%
<i>Echinothrix diadema</i>	529	9%
<i>Stomopneustes variolaris</i>	2008	33%
Platier	27860	80%
<i>Diadema savignyi</i>	372	1%
<i>Echinometra mathaei</i>	9367	34%
<i>Echinothrix calamaris</i>	15	0%
<i>Echinothrix diadema</i>	16630	60%
<i>Heterocentrotus mamillatus</i>	2	0%
<i>Stomopneustes variolaris</i>	1474	5%
Dépression d'arrière récif	975	3%
<i>Diadema savignyi</i>	42	4%
<i>Echinometra mathaei</i>	534	55%
<i>Echinothrix diadema</i>	120	12%
<i>Stomopneustes variolaris</i>	277	28%
<i>Toxopneustes pileolus</i>	2	0%

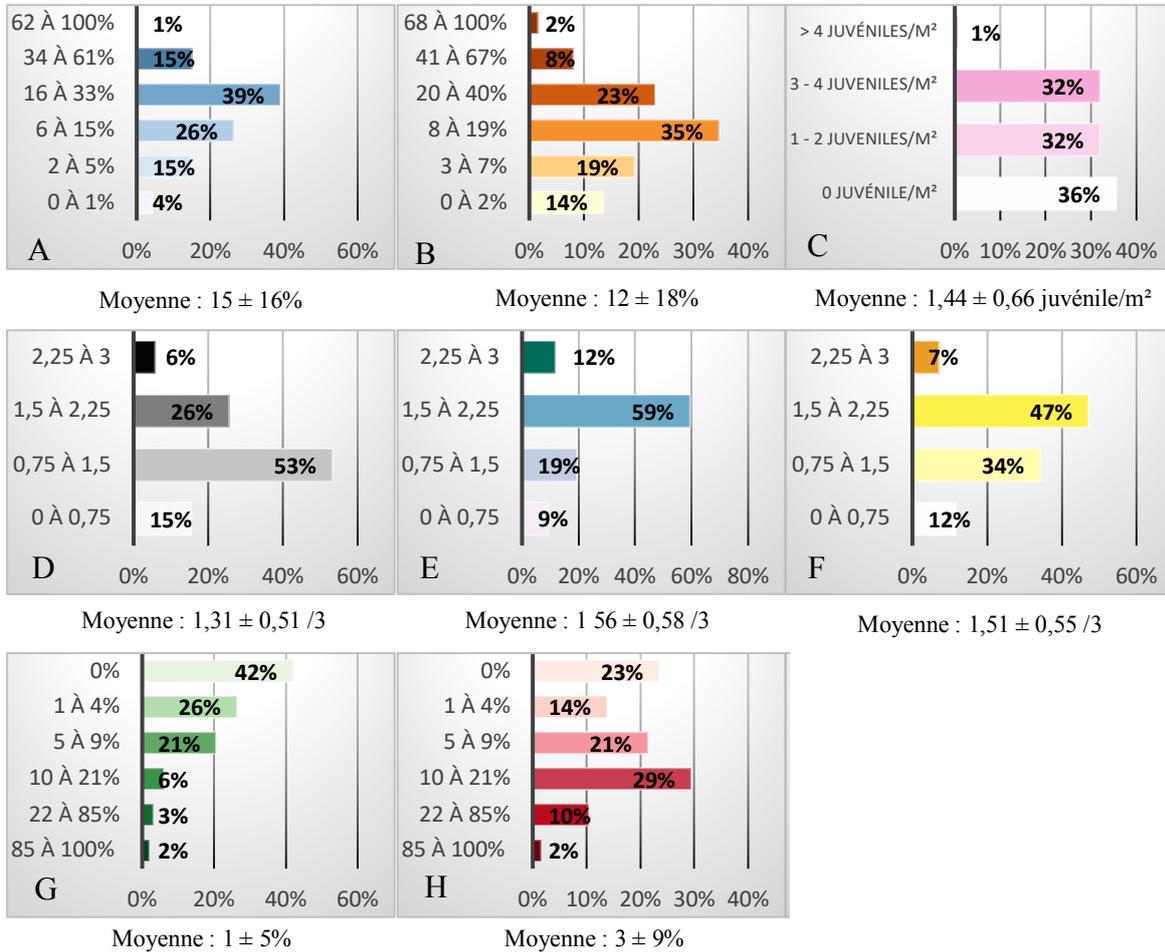
Annexe 9 : Abondance et proportion des espèces de prédateurs supérieurs rencontrées lors des campagnes de terrain, avec une distinction entre les compartiments récifaux

Espèce	Abondance	%	Espèce	Abondance	%
Pente externe	717	77%	<i>Malacanthus latovittatus</i>	1	0%
<i>Ablennes hians</i>	1	0%	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	76	11%
<i>Aetobatus ocellatus</i>	2	0%	<i>Plectorhinchus pica</i>	1	0%
<i>Aphareus furca</i>	28	4%	<i>Plectorhinchus sp</i>	1	0%
<i>Caranx melampygus</i>	53	7%	<i>Scomberoides lysan</i>	1	0%
<i>Caranx sexfasciatus</i>	1	0%	<i>Seriola rivoliana</i>	1	0%
<i>Caranx sp</i>	6	1%	<i>Sphyaena acutipinnis</i>	46	6%
<i>Cephalopholis argus</i>	78	11%	<i>Sphyaena barracuda</i>	6	1%
<i>Cephalopholis sonnerati</i>	17	2%	<i>Thunnus albacares</i>	6	1%
<i>Elagatis bipinnulata</i>	1	0%	<i>Trachinotus baillonii</i>	1	0%
<i>Epinephelus fasciatus</i>	10	1%	<i>Triaenodon obesus</i>	2	0%
<i>Epinephelus flavocaeruleus</i>	10	1%	<i>Tylosurus crocodilus</i>	70	10%
<i>Epinephelus macrospilos</i>	20	3%	<i>Variola louti</i>	164	23%
<i>Epinephelus multinotatus</i>	1	0%	Platier	160	17%
<i>Epinephelus sp</i>	1	0%	<i>Caranx melampygus</i>	28	18%
<i>Epinephelus spilotoceps</i>	14	2%	<i>Carcharhinus leucas</i>	1	1%
<i>Epinephelus tauvina</i>	3	0%	<i>Epinephelus macrospilos</i>	14	9%
<i>Gnathanodon speciosus</i>	1	0%	<i>Epinephelus merra</i>	73	46%
<i>Gymnothorax favagineus</i>	1	0%	<i>Epinephelus tauvina</i>	2	1%
<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	1	0%	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	1	1%
<i>Gymnothorax javanicus</i>	2	0%	<i>Strongylura leiura</i>	32	20%
<i>Gymnothorax meleagris</i>	7	1%	<i>Trachinotus baillonii</i>	4	3%
<i>Gymnothorax sp</i>	3	0%	<i>Tylosurus crocodilus</i>	4	3%
<i>Hemiramphus far</i>	2	0%	<i>Variola louti</i>	1	1%
<i>Lethrinus mahsena</i>	1	0%	Dépression d'arrière récif	52	6%
<i>Lethrinus nebulosus</i>	2	0%	<i>Caranx melampygus</i>	3	6%
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	4	1%	<i>Caranx sexfasciatus</i>	22	42%
<i>Lutjanus bohar</i>	6	1%	<i>Epinephelus merra</i>	21	40%
<i>Lutjanus fulvus</i>	35	5%	<i>Lethrinus nebulosus</i>	3	6%
<i>Lutjanus kasmira</i>	27	4%	<i>Platybelone platyura</i>	1	2%
<i>Lutjanus rivulatus</i>	3	0%	<i>Tylosurus crocodilus</i>	2	4%

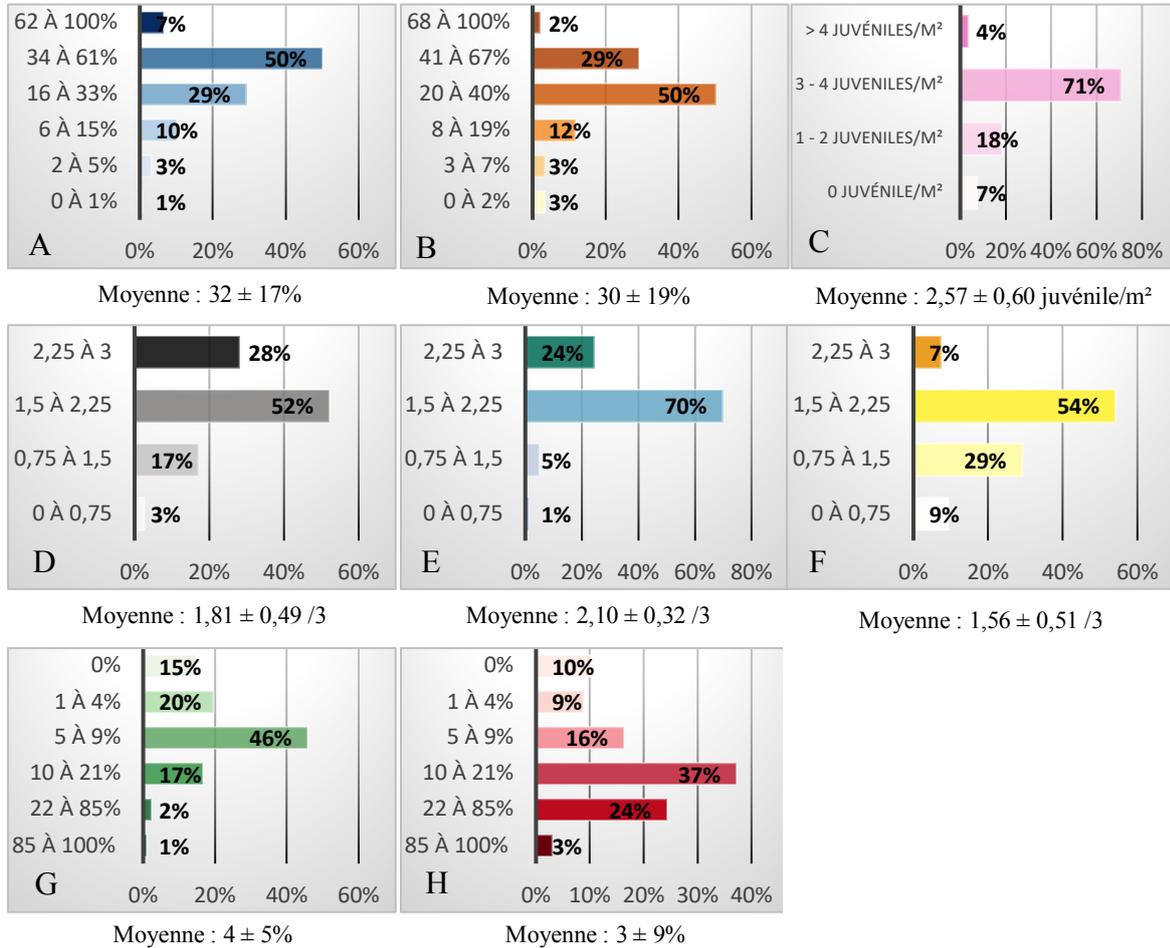
Annexe 10 : Abondance et proportion des espèces de Scaridae rencontrées lors des campagnes de terrain, avec une distinction entre les compartiments récifaux

Espèce	Juvenile	%	Adulte	%	Total	%
Pente externe	1041	19%	4432	81%	5473	100%
<i>Chlorurus enneacanthus</i>	304	29%	2033	46%	2337	43%
<i>Chlorurus sordidus</i>	519	50%	807	18%	1326	24%
<i>Scarus scaber</i>	23	2%	616	14%	639	12%
<i>Scarus psittacus</i>	134	13%	339	8%	473	9%
<i>Scarus frenatus</i>	22	2%	164	4%	186	3%
<i>Scarus falcipinnis</i>	15	1%	156	4%	171	3%
<i>Calotomus carolinus</i>	17	2%	115	3%	132	2%
<i>Scarus globiceps</i>	7	1%	124	3%	131	2%
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	0%	48	1%	48	1%
<i>Scarus ghobban</i>	0	0%	22	0%	22	0%
<i>Scarus russelii</i>	0	0%	4	0%	4	0%
<i>Chlorurus strongylocephalus</i>	0	0%	1	0%	1	0%
<i>Scarus niger</i>	0	0%	1	0%	1	0%
<i>Scarus tricolor</i>	0	0%	1	0%	1	0%
<i>Scarus viridifucatus</i>	0	0%	1	0%	1	0%
Platier	2787	69%	1266	31%	4053	100%
<i>Chlorurus sordidus</i>	1648	59%	525	41%	2173	54%
<i>Scarus psittacus</i>	823	30%	515	41%	1338	33%
<i>Scarus scaber</i>	246	9%	68	5%	314	8%
<i>Scarus frenatus</i>	29	1%	57	5%	86	2%
<i>Calotomus carolinus</i>	5	0%	69	5%	74	2%
<i>Scarus falcipinnis</i>	33	1%	5	0%	38	1%
<i>Scarus ghobban</i>	3	0%	15	1%	18	0%
<i>Chlorurus enneacanthus</i>	0	0%	12	1%	12	0%
Dépression d'arrière récif	714	79%	194	21%	908	100%
<i>Chlorurus sordidus</i>	439	61%	46	24%	485	53%
<i>Scarus psittacus</i>	210	29%	92	47%	302	33%
<i>Scarus scaber</i>	38	5%	3	2%	41	5%
<i>Scarus ghobban</i>	9	1%	25	13%	34	4%
<i>Calotomus carolinus</i>	2	0%	21	11%	23	3%
<i>Scarus frenatus</i>	6	1%	7	4%	13	1%
<i>Scarus falcipinnis</i>	6	1%	0	0%	6	1%
<i>Leptoscarus vaigiensis</i>	4	1%	0	0%	4	0%

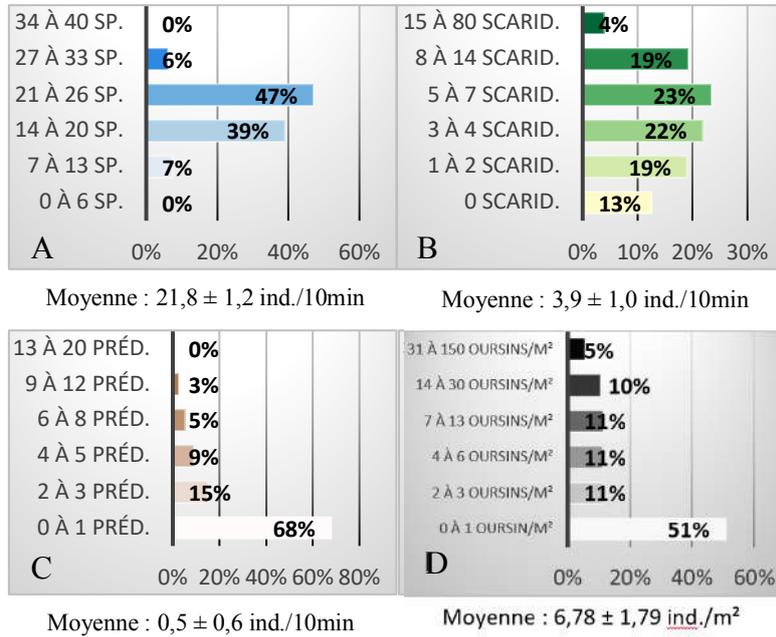
Annexe 11 : Ratios surfaciques des métriques des peuplements benthiques de substrats durs, sur l'ensemble des récifs de l'ouest. A : Recouvrement corallien, B : Pourcentage du genre Acropora au sein du peuplement corallien, C : Densité de coraux juvéniles ($\leq 5\text{cm}$), D : Complexité structurale des colonies coralliennes, E : Diamètre des colonies coralliennes, F : État de santé des colonies coralliennes, G : Recouvrement par les algues dressées ($>2\text{cm}$) et H : Recouvrement par la faune sessile benthique non corallienne.



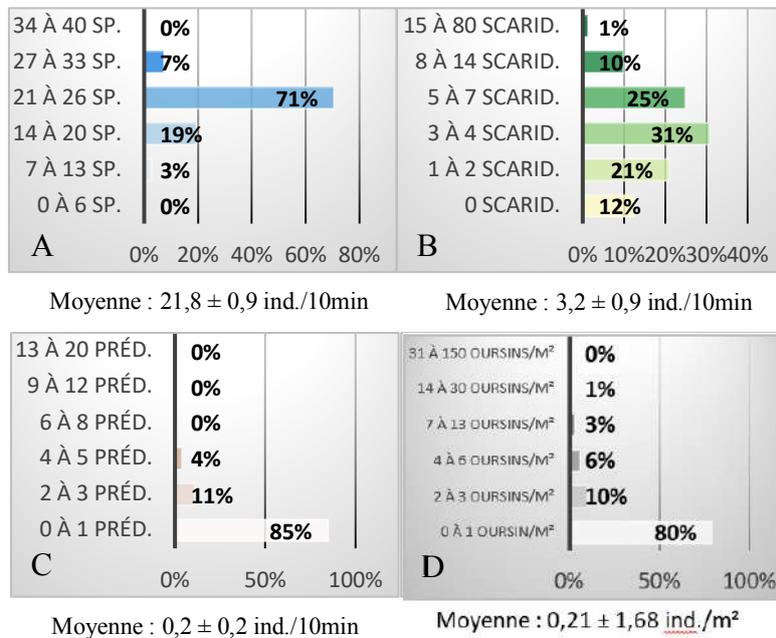
Annexe 12 : Ratios surfaciques des métriques des peuplements benthiques de substrats durs, sur l'ensemble des récifs du sud. A : Recouvrement corallien, B : Pourcentage du genre Acropora au sein du peuplement corallien, C : Densité de coraux juvéniles ($\leq 5\text{cm}$), D : Complexité structurelle des colonies coralliennes, E : Diamètre des colonies coralliennes, F : État de santé des colonies coralliennes, G : Recouvrement par les algues dressées ($>2\text{cm}$) et H : Recouvrement par la faune sessile benthique non corallienne.



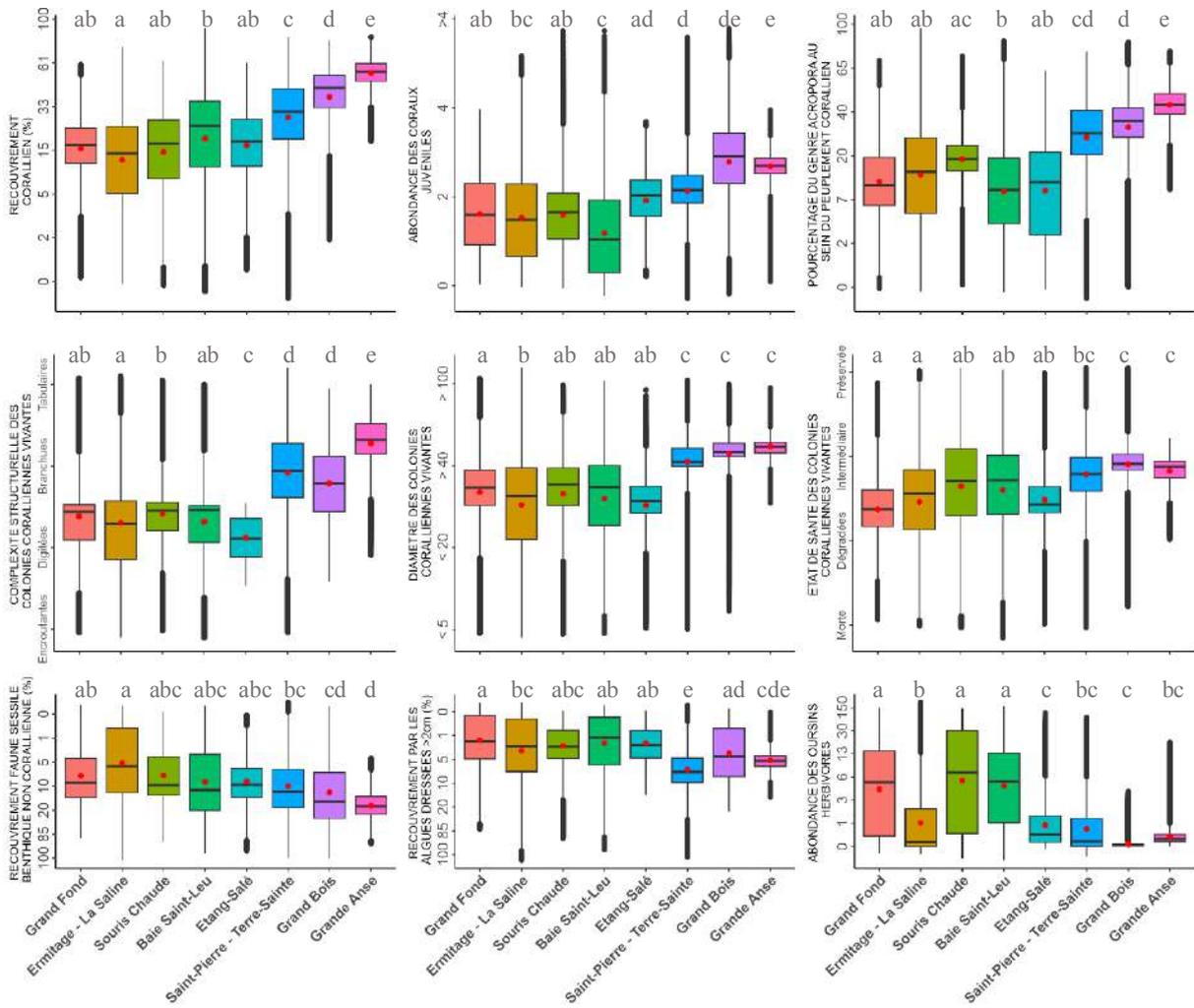
Annexe 13 : Ratios surfaciques des métriques de la faune mobile (poissons et macro-invertébrés), sur l'ensemble des récifs de l'ouest. A : Diversité du peuplement ichthyologique, B : Abondance des Scaridae, C : Abondance des prédateurs supérieurs (>20cm), D : Densité des oursins herbivores



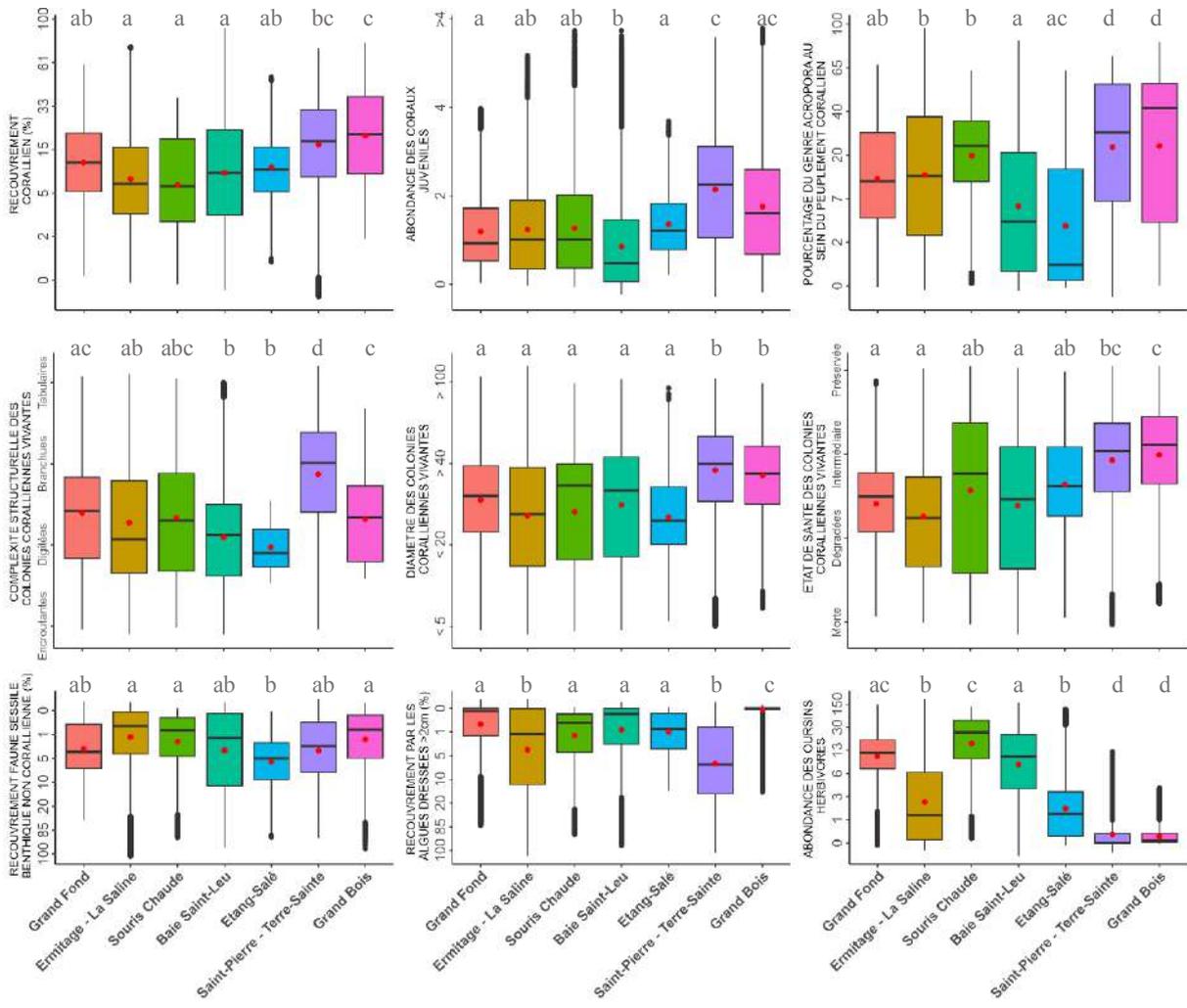
Annexe 14 : Ratios surfaciques des métriques de la faune mobile (poissons et macro-invertébrés), sur l'ensemble des récifs du sud. A : Diversité du peuplement ichthyologique, B : Abondance des Scaridae, C : Abondance des prédateurs supérieurs (>20cm), D : Densité des oursins herbivores



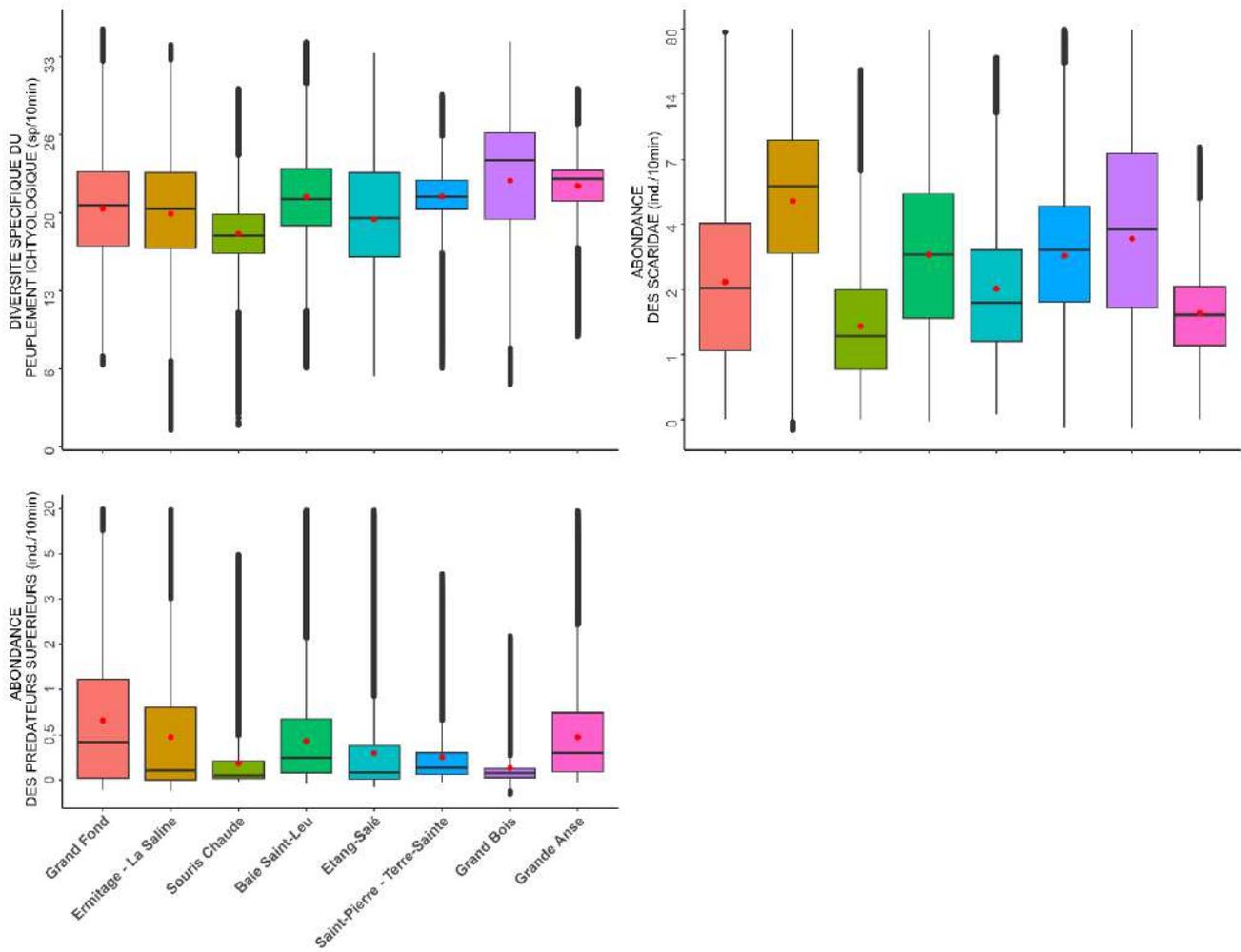
Annexe 15 : Comparaison des métriques des peuplements benthiques de substrats durs entre les complexes récifaux (platier + pente externe). Les barres horizontales représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne.



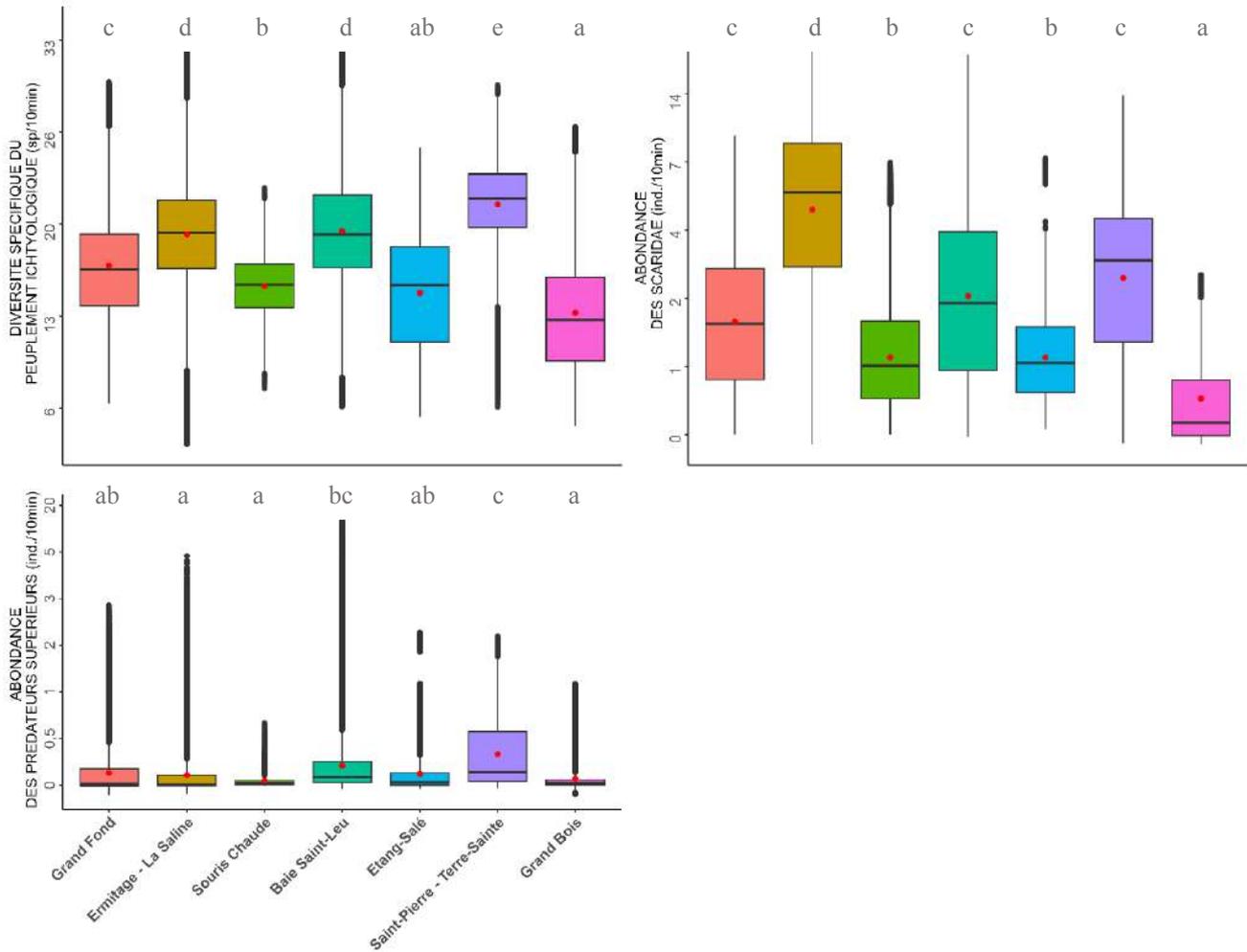
Annexe 16 : Comparaison des métriques des peuplements benthiques de substrats durs entre les platiers des complexes récifaux. Les barres horizontales représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne.



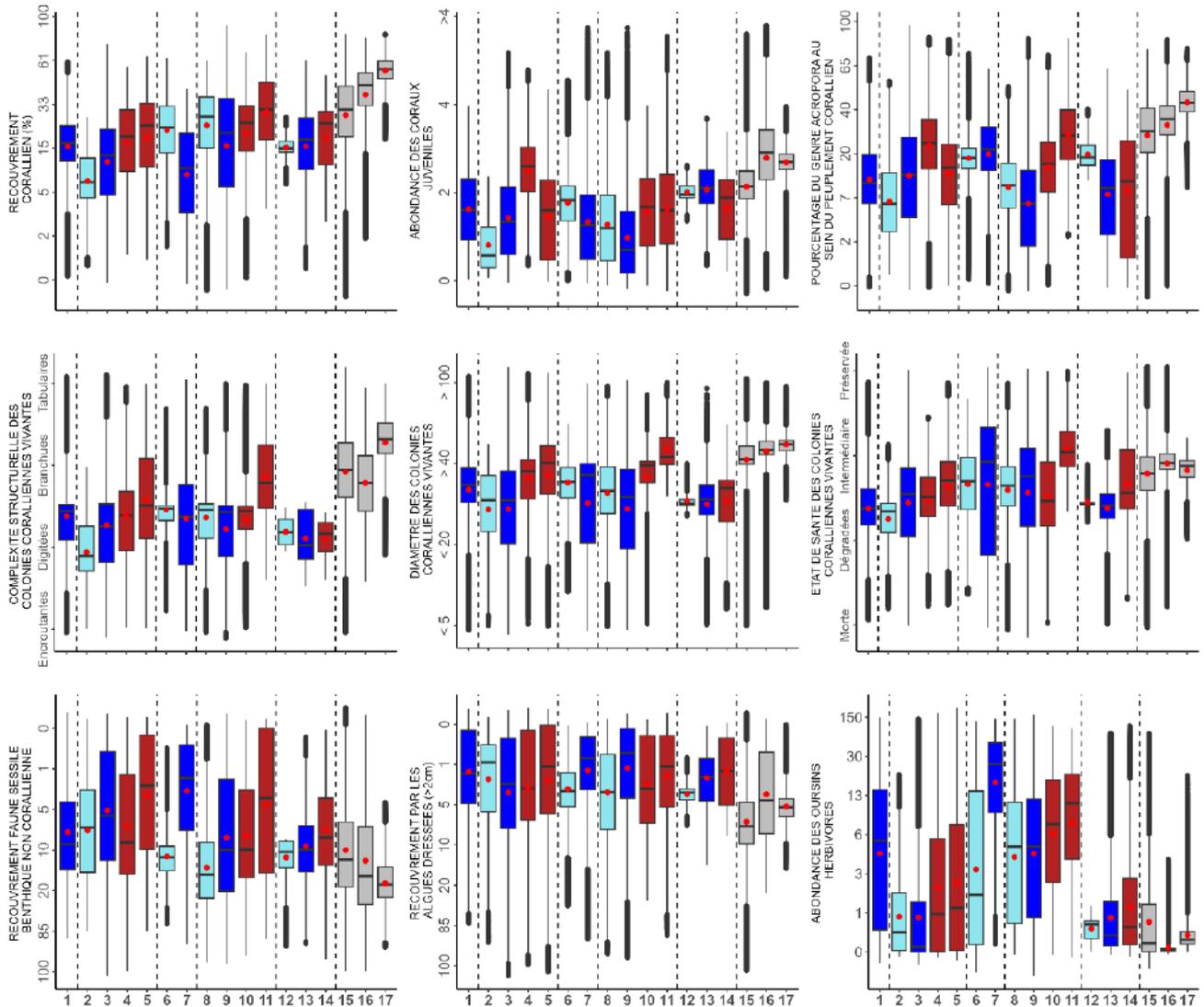
Annexe 17 : Comparaison des métriques de la faune mobile (poissons et macro-invertébrés) entre les complexes récifaux (DAR + platier + pente externe). Les barres horizontales représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne.



Annexe 18 : Comparaison des métriques de la faune mobile (poissons et macro-invertébrés) entre les platiers des complexes récifaux. Les barres horizontales représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, les points : les données extrêmes, le point rouge : la moyenne.



Annexe 19 : Comparaison des métriques des peuplements benthiques de substrats durs de pentes externes, entre niveaux de protection de la RNMR et par complexe récifal. Le point rouge représente la moyenne par niveau de protection. Bleu clair : ZPG, bleu foncé : ZPR, rouge : ZPI, gris : HR. Les lignes pointillées séparent les complexes récifaux. 1 : Grand fond, 2 à 5 : Hermitage – La Saline, avec 4 : ZPI de l’Hermitage, 5 : ZPI de La Saline, 6 à 7 : Souris Chaude, 8 à 11 : baie de Saint-Leu, avec 10 : ZPI de la Pointe des Châteaux, 11 : ZPI de la Varangue, 12 à 14 : Étang-Salé, 15 : Saint-Pierre et Terre-Sainte, 16 : Grand Bois, 17 : Grande Anse.



Annexe 20 : Abondance et proportion des espèces de prédateurs supérieurs (>20cm) rencontrés lors des campagnes de terrain sur la pente externe en fonction des niveaux de protection

Espèce	Abondance	%	Espèce	Abondance	%
HR	48	7%	<i>Epinephelus sp</i>	1	0%
<i>Aphareus furca</i>	1	2%	<i>Epinephelus spilotoceps</i>	9	2%
<i>Caranx melampygus</i>	1	2%	<i>Epinephelus tauvina</i>	2	0%
<i>Cephalopholis argus</i>	1	2%	<i>Gymnothorax javanicus</i>	1	0%
<i>Epinephelus flavocaeruleus</i>	2	4%	<i>Gymnothorax meleagris</i>	6	1%
<i>Gymnothorax meleagris</i>	1	2%	<i>Hemiramphus far</i>	2	0%
<i>Lethrinus nebulosus</i>	2	4%	<i>Lutjanus bohar</i>	5	1%
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	3	6%	<i>Lutjanus fulvus</i>	29	6%
<i>Lutjanus fulvus</i>	2	4%	<i>Lutjanus rivulatus</i>	3	1%
<i>Lutjanus kasmira</i>	27	56%	<i>Malacanthus latovittatus</i>	1	0%
<i>Parupeneus cyclostomus</i>	7	15%	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	51	10%
<i>Tylosurus crocodilus</i>	1	2%	<i>Plectorhinchus pica</i>	1	0%
ZPG	74	10%	<i>Plectorhinchus sp</i>	1	0%
<i>Aetobatus ocellatus</i>	1	1%	<i>Seriola rivoliana</i>	1	0%
<i>Aphareus furca</i>	2	3%	<i>Sphyaena acutipinnis</i>	18	4%
<i>Caranx melampygus</i>	4	5%	<i>Sphyaena barracuda</i>	5	1%
<i>Cephalopholis argus</i>	4	5%	<i>Thunnus albacares</i>	6	1%
<i>Cephalopholis sonnerati</i>	4	5%	<i>Triaenodon obesus</i>	2	0%
<i>Epinephelus macrospilos</i>	9	12%	<i>Tylosurus crocodilus</i>	62	13%
<i>Epinephelus spilotoceps</i>	1	1%	<i>Variola louti</i>	127	26%
<i>Epinephelus tauvina</i>	1	1%	ZPI	107	15%
<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	1	1%	<i>Aphareus furca</i>	7	7%
<i>Gymnothorax javanicus</i>	1	1%	<i>Caranx melampygus</i>	16	15%
<i>Gymnothorax sp</i>	3	4%	<i>Cephalopholis argus</i>	12	11%
<i>Parupeneus cyclostomus</i>	8	11%	<i>Epinephelus fasciatus</i>	5	5%
<i>Sphyaena acutipinnis</i>	28	38%	<i>Epinephelus flavocaeruleus</i>	2	2%
<i>Tylosurus crocodilus</i>	3	4%	<i>Epinephelus macrospilos</i>	1	1%
<i>Variola louti</i>	4	5%	<i>Epinephelus multinotatus</i>	1	1%
ZPR	488	68%	<i>Epinephelus spilotoceps</i>	4	4%
<i>Ablennes hians</i>	1	0%	<i>Gnathanodon speciosus</i>	1	1%
<i>Aetobatus ocellatus</i>	1	0%	<i>Gymnothorax favagineus</i>	1	1%
<i>Aphareus furca</i>	18	4%	<i>Lethrinus mahseni</i>	1	1%
<i>Caranx melampygus</i>	32	7%	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	1	1%
<i>Caranx sexfasciatus</i>	1	0%	<i>Lutjanus bohar</i>	1	1%
<i>Caranx sp</i>	6	1%	<i>Lutjanus fulvus</i>	4	4%
<i>Cephalopholis argus</i>	61	13%	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	10	9%
<i>Cephalopholis sonnerati</i>	13	3%	<i>Scomberoides lysan</i>	1	1%
<i>Elagatis bipinnulata</i>	1	0%	<i>Sphyaena barracuda</i>	1	1%
<i>Epinephelus fasciatus</i>	5	1%	<i>Trachinotus baillonii</i>	1	1%
<i>Epinephelus flavocaeruleus</i>	6	1%	<i>Tylosurus crocodilus</i>	4	4%
<i>Epinephelus macrospilos</i>	10	2%	<i>Variola louti</i>	33	31%

Annexe 21 : Abondance et proportion des espèces de Scaridae rencontrées lors des campagnes de terrain sur la pente externe en fonction des niveaux de protection

Espèce	Juvenile	%	Adulte	%	Total	%
HR	27	3%	833	19%	860	16%
<i>Calotomus carolinus</i>	2	7%	42	5%	44	5%
<i>Chlorurus enneacanthus</i>	1	4%	363	44%	364	42%
<i>Chlorurus sordidus</i>	20	74%	157	19%	177	21%
<i>Scarus falcipinnis</i>	0	0%	33	4%	33	4%
<i>Scarus frenatus</i>	0	0%	29	3%	29	3%
<i>Scarus globiceps</i>	0	0%	19	2%	19	2%
<i>Scarus psittacus</i>	1	4%	13	2%	14	2%
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	0%	18	2%	18	2%
<i>Scarus scaber</i>	3	11%	158	19%	161	19%
<i>Scarus tricolor</i>	0	0%	1	0%	1	0%
ZPG	85	8%	289	7%	374	7%
<i>Calotomus carolinus</i>	0	0%	3	1%	3	1%
<i>Chlorurus enneacanthus</i>	8	9%	58	20%	66	18%
<i>Chlorurus sordidus</i>	71	84%	134	46%	205	55%
<i>Scarus falcipinnis</i>	1	1%	5	2%	6	2%
<i>Scarus frenatus</i>	2	2%	5	2%	7	2%
<i>Scarus globiceps</i>	0	0%	8	3%	8	2%
<i>Scarus psittacus</i>	1	1%	30	10%	31	8%
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	0%	3	1%	3	1%
<i>Scarus scaber</i>	2	2%	43	15%	45	12%
ZPR	718	69%	2220	50%	2938	54%
<i>Calotomus carolinus</i>	11	2%	36	2%	47	2%
<i>Chlorurus enneacanthus</i>	227	32%	984	44%	1211	41%
<i>Chlorurus sordidus</i>	303	42%	362	16%	665	23%
<i>Scarus falcipinnis</i>	14	2%	86	4%	100	3%
<i>Scarus frenatus</i>	19	3%	96	4%	115	4%
<i>Scarus ghobban</i>	0	0%	21	1%	21	1%
<i>Scarus globiceps</i>	5	1%	57	3%	62	2%
<i>Scarus niger</i>	0	0%	1	0%	1	0%
<i>Scarus psittacus</i>	123	17%	256	12%	379	13%
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	0%	19	1%	19	1%
<i>Scarus scaber</i>	16	2%	301	14%	317	11%
<i>Scarus viridifucatus</i>	0	0%	1	0%	1	0%
ZPI	211	20%	1090	25%	1301	24%
<i>Calotomus carolinus</i>	4	2%	34	3%	38	3%
<i>Chlorurus enneacanthus</i>	68	32%	628	58%	696	53%
<i>Chlorurus sordidus</i>	125	59%	154	14%	279	21%
<i>Chlorurus strongylocephalus</i>	0	0%	1	0%	1	0%
<i>Scarus falcipinnis</i>	0	0%	32	3%	32	2%
<i>Scarus frenatus</i>	1	0%	34	3%	35	3%
<i>Scarus ghobban</i>	0	0%	1	0%	1	0%
<i>Scarus globiceps</i>	2	1%	40	4%	42	3%
<i>Scarus psittacus</i>	9	4%	40	4%	49	4%
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	0%	8	1%	8	1%
<i>Scarus russelii</i>	0	0%	4	0%	4	0%
<i>Scarus scaber</i>	2	1%	114	10%	116	9%

Annexe 22 : Comparaison des métriques de la faune mobile de pentes externes (poissons et macro-invertébrés) entre les niveaux de protection de la RNMR et par complexe récifal. Le point rouge représente la moyenne par niveau de protection. Bleu clair : ZPG, bleu foncé : ZPR, rouge : ZPI, gris : HR. Les lignes pointillées séparent les complexes récifaux. 1 : Grand fond, 2 à 5 : Hermitage – La Saline, avec 4 : ZPI de l’Hermitage, 5 : ZPI de La Saline, 6 à 7 : Souris Chaude, 8 à 11 : baie de Saint-Leu, avec 10 : ZPI de la Pointe des Châteaux, 11 ZPI de la Varangue, 12 à 14 : Étang-Salé, 15 : Saint-Pierre et Terre-Sainte, 16 : Grand Bois, 17 : Grande Anse.

