



Financement : X^{ème} FED Régional / Océan Indien « Gestion durable du patrimoine naturel de Mayotte et des îles Eparses ».



EPICURE



Juin 2017 – RST-DOI/2017-07

Étude des Peuplements Ichtyologiques et des CommUnautés Récifales à partir d'indicateurs spatiaux et de l'approche fonctionnelle, des bancs du Geyser, de la Zélée et de l'Iris



David Roos, Priscilla Dupont, Matthias Gaboriau, Lionel Bigot, Patrick Durville, Thierry Mulochau, Mathieu Pinault, Julien Wickel, Isabel Urbina-Barreto, Pascal Mouquet, Laurence Maurel, Michel Cantou, Sophie Fallourd, Antonin Guilbert, Jean-Marc Hoarau, Yoann Aumond, Jérôme Huet, Hugues Evano, Yoann Sabathé, Paul Giannasi, Paul Adami, Yann Mercky, Cyrielle Jac, Elliott Sucré, Dominique Pelletier & Thomas Claverie.

Contrat Ifremer n° 15/1212185
Convention TAAF n°765



EPICURE - Juin 2017



Copyright photo : © Dupont Priscilla Extrait d'images GoPro® (gauche),
© Richard Brice Extrait d'images drone (droite)



FICHE DOCUMENTAIRE

Numéro d'identification du rapport : RST/RBE-DOI/2017-07 Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> Validé par : DUVAL Magali (Délégué Ifremer Océan Indien) et Claverie Thomas (MCF CUFR Mayotte) Contacts : david.roos@ifremer.fr / thomas.claverie@univ-mayotte.fr	Date de publication : 01/07/2017 Nombre total de pages : 239 dont annexes : 64 illustrations : 75
Titre de l'article : PROJET EPICURE : Etude des Peuplements Ichtyologiques et des CommUnautés REcifales à partir d'indicateurs spatiaux et de l'approche fonctionnelle des bancs du Geysier, de la Zélée et de l'Iris.	
Contrat Ifremer n° 15/1212185 Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/> Convention TAAF n°765	
Auteurs principaux : David Roos ¹ , Priscilla Dupont ^{2,11} , Matthias Gaboriau ¹ , Lionel Bigot ³ , Patrick Durville ⁵ , Thierry Mulochau ⁶ , Mathieu Pinault ⁴ , Julien Wickel ⁴ , Isabel Urbina-Barreto ³ , Pascal Mouquet ⁸ , Laurence Maurel ¹ , Michel Cantou ¹² , Sophie Fallourd ¹² , Antonin Guilbert ¹² , Jean-Marc Hoarau ¹³ , Yoann Aumond ¹ , Jérôme Huet ¹ , Hugues Evano ¹ , Yoann Sabathé ¹ , Paul Giannasi ⁷ , Paul Adami ² , Yann Mercky ^{2,11} , Cyrielle Jac ² , Elliott Sucré ^{2,11} , Dominique Pelletier ⁹ & Thomas Claverie ^{2,11}	
Relecteurs : Magali Duval ¹ , Emmanuel Tessier ¹⁰	
Contributeurs experts au projet (par ordre alphabétique) : François Guilhaumon ¹¹ , Jean-Benoît Nicet ⁴ , Emmanuel Tessier ¹⁰	
Collaborateurs TAAF : Laura Fillinger, Joanna Kolasinski, Sophie Marinesque	
Moyens nautiques : Equipages de l'ANTSIVA & de la CURIEUSE	

Organisme / Service / Laboratoire :

¹ IFREMER – Département Ressources Biologiques et Environnement – Délégation Océan Indien

² Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte (CUFR)

³ UMR9220 ENTROPIE, Université de La Réunion (laboratoire ECOMAR)

⁴ GIE – MAREX : Expertise & conseil en environnement Marin

⁵ GALAXEA,

⁶ BIORECIF

⁷ Parc Naturel Marin de Mayotte

⁸ SEAS – OI : Surveillance de l'Environnement Assistée par Satellite pour l'Océan Indien

⁹ IFREMER – Département Ressources Biologiques et Environnement – LEADNC – Centre Pacifique

¹⁰ Hydrô-Réunion

¹¹ UMR9190 MARBEC, Université de Montpellier

¹² Biologiste, plongeur & naturaliste marin

¹³ Pêcheur professionnel



Cadre de la recherche : Projet EPICURE

Destinataire : Terres Australes et Antarctiques Françaises

N° convention TAAF : 765



Résumé

Le projet EPICURE utilise pour la première fois à grande échelle spatiale, la complémentarité des approches écosystémique, fonctionnelle et halieutique, pour analyser et comparer la structure des peuplements ichtyologiques en partie exploités sur les bancs récifaux du Geysier, de l'Iris et de la Zélée. Ce projet se focalise donc sur trois axes qui sont (1) une cartographie des habitats des trois bancs et une évaluation de la couverture corallienne vivante comme proxy de l'état de santé du banc de Geysier, (2) une description et une analyse des structures des assemblages de poissons, selon leur habitat, ainsi que les variations fonctionnelles entre assemblages au cours du temps et (3) une évaluation d'indices d'abondance structurés en taille, des principaux stocks exploités.

Au total, 42 habitats sur 268 km² ont pu être cartographiés sur Geysier grâce à 534 points de vérité terrain. Sur le banc de la Zélée, 24 habitats ont été caractérisés sur 183km² grâce à 204 observations directes. Enfin, le banc de l'Iris, d'une superficie de 235 km² comporte 36 habitats identifiés par 98 points de vérité terrain. Deux cartographies ont été réalisées pour ces trois bancs, i) une première cartographie à un niveau typologique faible (N4) qui correspond aux grandes structures géomorphologiques et ii) une deuxième cartographie à un niveau plus élevé (N5) qui prend en compte la nature et le recouvrement des peuplements benthiques.

Dans un second temps, sur la base des résultats de la cartographie des bancs, un total de 230 stations de comptages STAVIRO (SVR) et de 35 stations de comptages UVC a été réalisé sur le banc du Geysier. Cinquante-deux stations STAVIRO ont également été validées sur le banc de l'Iris.

Les structures des communautés benthiques et coralliennes sont nettement différentes entre les zones situées au nord, à l'est, au sud et au centre du banc du Geysier, ce qui n'avait pas encore été montré par les études antérieures. La richesse et la biodiversité corallienne très élevée des secteurs situés au Sud (recouvrement > à 70 %, dont plus de 17% d'Acropores tabulaires, *Acropora hyacinthus*) et dans la zone centrale, constituent des éléments déterminants à prendre en considération dans la gestion de ce banc.

Il est à noter que des structures de massifs coralliens isolés au centre du lagon, connues depuis longtemps, mais jamais vraiment explorées, ont été cartographiées sur les trois bancs et l'ichtyofaune quantifiée sur les bancs du Geysier et de l'Iris. Nous avons dénombré un total de plus de 41 500 de ces structures sur les trois bancs qui reposent sur des fonds de - 30 à - 40 m avec des sommets entre - 15 et - 30 m sur Geysier et sur des fonds de - 80 m sur l'Iris avec des sommets pouvant remonter à - 30 m. Grâce à la cartographie fine de ce projet, ces structures ont pu être localisées précisément et échantillonnées par station vidéo rotatives et transects BELT (UVC). Les résultats sont surprenants, car ces habitats font partie de ceux disposant des plus grandes diversités observées, qu'elles soient fonctionnelles ou spécifiques avec d'importantes biomasses.

Enfin, les campagnes scientifiques du projet EPICURE ont permis de décrire et de mesurer pour la première fois, des indices d'abondances, structurés en taille, pour les principales espèces d'intérêt halieutique sur les bancs du Geysier et de l'Iris. Les deux méthodologies mises en œuvre en parallèle (STAVIRO et transect BELT), ont permis d'obtenir des indices d'abondances spécifiques (densités et biomasses) qui permettent d'établir un avis sur l'état de santé et la sensibilité des stocks à la pêche, sur ces deux bancs. Les principaux résultats mettent en évidence d'une part, une surexploitation des plus grandes espèces appartenant aux quatre familles ciblées (Lutjanidae, Serranidae, Lethrinidae, Carangidae), et d'autre part, des stocks de plus petites espèces commerciales, d'intérêt secondaire, mieux structurés en taille et globalement plus abondantes. Il n'a pas été possible d'évaluer les peuplements ichtyologiques sur le banc de la Zélée.

A l'exception du banc de la Zélée, l'ensemble des objectifs du projet a été atteint, et même au-delà pour la cartographie des habitats. Les suivis scientifiques à venir pourront se baser sur les résultats de cette première étude à l'échelle des bancs.

Mots – clés : Peuplements ichtyologiques, Communautés récifales, Indicateurs populationnels, Approche fonctionnelle, stocks halieutiques, Cartographie, Habitats, Bancs récifaux, Geysier, Iris, Zélée, Canal du Mozambique

Abstract

For the first time ever at such a spatial scale, the EPICURE project is using the complementary exosystemic, functional and fisheries approaches to analyze and compare the partially exploited fish-populating structure of the Geyser, Zélée, and Iris banks. This project focuses on three main points, which are 1) a habitat map of the three banks and an assessment of the live coral coverage as a proxy of the Geyser bank's health, 2) a description of fish assemblages and a functional analysis relative to habitat type and time and 3) an estimate of the abundance index in structure size of the main exploited stocks.

Overall, 42 habitats over 268 km² were mapped on the Geyser bank with 534 field verifications. On the Zélée bank, 24 habitats were mapped over 183 km² with 204 field verifications. Finally, 36 habitats were characterized on the 235 km² of the Iris bank with 98 field verifications. For each bank, two maps were produced, 1) one characterizing low typology levels (N4) describing main geomorphological structures and 2) a second map of a higher typology level (N5) including the type and the coverage proportion of benthic populations.

Based on the constructed maps, 230 fish count stations with STAVIRO video system (SVR) and 35 stations with diving count approach (UVC) were located on the Geyser bank to estimate fish assemblages according to habitat type. 52 STAVIRO stations were also recorded on the Iris bank.

Benthic community and coral coverage are very different depending on their location to the north, east, south or center of the Geyser bank, a fact that was never revealed by previous studies. In fact, the high coral biodiversity in the south (live coral coverage is greater than 70% among which more than 17% are of plate *Acopora*, *Acropora hyacinthus*) and in the center lagoon, are important elements that should be considered for the management of this bank.

It is also observed that reef patches isolated in the center lagoon, long ago identified but never explored, were mapped on the three banks and fish were quantified on the Geyser and Iris banks. We counted more than 41,500 reef patches on the three banks, all situated around 30-40 meters deep with peaks at 15-30 meters on the Geyser bank and at 80 meters deep on the Iris bank with peaks sometimes reaching 30 meters. Thanks to the fine mapping of this project, such structures were able to be precisely located for fish counting with video and diving approaches. Results are surprising because such habitats have among the highest species richness and functional diversity and some of the largest biomass measured on the bank.

Finally, the scientific campaigns of the EPICURE project allowed the description and measurement of size-structured abundance indexes for the main fished species on the Geyser and Iris banks for the first time. The complementarity of the used methods, UVC and SVR, allowed us to obtain species abundance indexes (density and biomass), permitting us to obtain a health estimate of fisheries sensitivity of the fish stocks on both of these banks. The main results highlight overexploitation of the biggest four families (Lutjanidae, Serranidae, Lethrinidae, Carangidae), and smaller commercial species stocks that are better structured in size and globally more abundant. It was not possible to evaluate Zélée fish stocks.

Apart from the Zélée bank, all of the objectives of the project were reached, and even more concerning the mapping of habitats. Future scientific surveys will therefore benefit from this solid base at the scale of these banks for further assessments.

Key words: fish populating, reef community, population index, functional approach, fisheries stocks, habitat map, reef bank, Geyser, Zélée, Iris, Mozambican channel

Citation du rapport :

Roos David, Dupont Priscilla, Gaboriau Matthias, Bigot Lionel, Durville Patrick, Mulochau Thierry, Pinault Mathieu, Wickel Julien, Urbina-Barreto Isabel, Mouquet Pascal, Maurel Laurence, Cantou Michel, Fallourd Sophie, Guilbert Antonin, Hoarau Jean-Marc, Aumond Yoann, Huet Jerome, Evano Hugues, Sabathe Yoann, Giannasi Paul, Adami Paul, Mercky Yann, Jac Cyrielle, Sucre Elliott, Pelletier Dominique, Claverie Thomas (2017). Projet EPICURE : Étude des Peuplements Ichtyologiques et des CommUnautés RécifalEs à partir d'indicateurs spatiaux et de l'approche fonctionnelle, des bancs du Geysier, de la Zélée et de l'Iris. Programme du Xème FED régional « Gestion durable du patrimoine naturel de Mayotte et des îles Eparses. Rapport de contrat no 15/1212185. RST/RBE - DOI/2017 - 07. <https://doi.org/10.13155/54549>

Citation pour utilisation stricte des données cartographiques :

Priscilla Dupont, Mouquet Pascal, Roos David, SUCRE Elliott, Thomas Claverie (2017). Cartographie des habitats récifaux des bancs du Geysier et de la Zélée (Canal du Mozambique), 2016. TAAF. <https://doi.org/10.12770/21232c12-e409-4136-a24a-78c346518cfa>

REMERCIEMENTS

Les équipes de l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) et du Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte (CUFR), porteuses du projet EPICURE, tiennent à remercier les Terres Australes et Antarctiques Françaises (TAAF), ainsi que le X^{ème} Fond Européen de Développement (FED) pour le financement du projet avec l'aide du Conseil Général de Mayotte et de l'Agence Française de Développement (AFD).

Merci à Mesdames Laura Fillinger, Johanna Kolasinski, Sophie Marinesque et Magali Duval pour leur accompagnement administratif et technique tout au long du projet.

Enfin, notre reconnaissance aux différentes personnes et organismes pour leur concours sur le projet, Monsieur François Guilhaumon de l'UMR MARBEC, Monsieur Jean-Benoît Nicet du bureau d'étude MAREX, Monsieur Emmanuel Tessier de la société Hydrô Réunion, l'équipe du Parc Naturel Marin de Mayotte, ainsi que les équipages de l'Antsiva et de la Curieuse pour leur expertise et leur concours sur le terrain.

Une pensée toute particulière à Monsieur Franck Bruchon, Délégué Régional de l'Ifremer pour l'océan Indien, initiateur de ce projet, et parti bien trop tôt.

TABLE DES MATIERES

Fiche projet	1
Remerciements	6
1 Introduction	11
1.1 Contexte et grands objectifs de l'étude	11
1.2 Localisation géographique et description géomorphologique des bancs	13
1.3 Caractéristiques météorologiques et hydrodynamiques de la zone	16
1.3.1 Conditions météorologiques	16
1.3.2 Courantologie	16
2 Etat des connaissances sur la pêche et les communautés ichthyologiques associées aux Bancs	19
2.1 Historique de la pêche sur les bancs	19
2.2 Analyse de l'évolution des stocks sur les bancs entre 1989-92 et 2013-15	21
2.3 Etat des connaissances scientifiques sur les peuplements ichthyologiques	28
3 Présentation des résultats	31
3.1 Rappel des objectifs spécifiques	31
3.2 Cartographie des habitats	32
3.2.1 Etat des lieux des connaissances des biocénoses marines des bancs	32
3.2.2 Méthodologie	34
3.2.2.1 Moyens d'acquisitions	34
3.2.2.1.1 Télédétection, photographies aériennes et images satellites	35
3.2.2.1.2 Imagerie hyperspectrale	37
3.2.2.1.3 Imagerie LIDAR par plateforme aéroportée - Litto3D®	38
3.2.2.2 Typologie d'habitat	39
3.2.2.2.1 Typologie Millennium	39
3.2.2.2.2 Terminologies de Battistini	40

Table des Matières

3.2.2.3	Caractérisation des peuplements	41
3.2.2.4	Méthode de pré-cartographie	49
3.2.2.5	Moyens logistiques	50
3.2.2.6	Stratégie et méthodologie d'échantillonnage	51
3.2.3	Résultats.....	52
3.2.3.1	Banc du Geyser.....	52
3.2.3.1.1	Stations d'échantillonnage	52
3.2.3.1.2	Cartographie des habitats marins.....	52
3.2.3.1.3	Restitution des cartes	63
3.2.3.1.4	Analyses statistiques : Comparaison de deux méthodes de recensement de la structure de l'habitat (méthode précise à l'aide de quadrats et méthode à l'aide d'extrait d'images de vidéo)	66
3.2.3.1.5	Correspondance entre les typologies N4 ou N5 proposées et les quantifications de couverture biotique et abiotique	69
3.2.3.1.6	Restitution des cartes en vitalité corallienne du banc du Geyser	70
3.2.3.2	Banc de la Zélée	73
3.2.3.2.1	Stations d'échantillonnage	73
3.2.3.2.2	Cartographie des habitats marins.....	73
3.2.3.2.3	Restitution des cartes	80
3.2.3.3	Banc de l'Iris	83
3.2.3.3.1	Stations d'échantillonnage	83
3.2.3.3.2	Cartographie des habitats marins.....	84
3.2.3.3.3	Restitution des cartes	88
3.2.4	Discussion.....	91
3.3	Analyses des peuplements benthiques et ichtyologiques	94
3.3.1	Méthodologies mises en œuvre	94
3.3.1.1	Protocole de photo-quadrats en UVC (pour évaluation de l'habitat corallien).....	94
3.3.1.2	Protocole de comptage UVC (transects BELT pour évaluation de l'ichtyofaune).....	95
3.3.1.3	Protocole STAVIRO (pour évaluation de l'ichtyofaune).....	96

Table des Matières

3.3.2 Résultats des différents échantillonnages	99
3.3.2.1 Banc du Geysier (UVC photos-quadrats)	99
3.3.2.2 Banc du Geysier (STAVIRO et UVC BELT)	100
3.3.2.3 Banc de l'Iris (STAVIRO).....	100
3.3.3 Analyses des communautés benthiques récifales	103
3.3.4 Analyses des communautés ichthyologiques par l'approche fonctionnelle	106
3.3.4.1 Présentation des indices de biodiversité utilisés dans ce travail	109
3.3.4.2 Comparaison des recensements entre les méthodes STAVIRO et UVC à l'aide d'indices de diversité.....	111
3.3.4.3 Analyse de l'évolution des peuplements ichthyologiques ces 20 dernières années	113
3.3.4.4 Analyse de la relation entre assemblage de poisson et couverture du substrat.....	115
3.3.4.5 Analyse fonctionnelle des assemblages basée sur les comptages plongée (UVC)	120
3.3.4.5.1 Description de l'espace fonctionnel utilisé dans les analyses	120
3.3.4.6 Comparaison détaillée de la variation des assemblages selon l'habitat	124
3.3.4.7 Discussion.....	134
3.3.5 Analyse des communautés ichthyologiques d'intérêt halieutique	136
3.3.5.1 Résultats synthétiques issus du plan d'échantillonnage sur les bancs, selon les méthodologies mises en œuvre.....	136
3.3.5.1.1 Banc du Geysier (BELT et SVR).....	137
3.3.5.1.2 Banc de l'Iris (SVR)	137
3.3.5.1.3 Bancs du Geysier et de l'Iris.....	138
3.3.5.1.4 Composition et fréquences d'occurrence des familles observées sur les stations, par méthode et par site : sélection des familles d'intérêt halieutique.	140
3.3.5.1.5 Choix des méthodes pour le calcul des métriques d'intérêt halieutique.	141
3.3.5.2 Fiches de synthèse des résultats pour un diagnostic par Famille	144
3.3.5.2.1 Carangidae	144
3.3.5.2.2 Lethrinidae	145
3.3.5.2.3 Lutjanidae	147
3.3.5.2.4 Serranidae.....	149

Table des Matières

3.3.5.3 Discussion.....	151
3.3.5.3.1 Etat actuel des principaux stocks exploités	151
4 Suggestions de mesures de gestion	155
5 Propositions de suivi monitoring pour les peuplements ichthyologiques	157
5.1 Choix de la méthodologie.....	157
5.2 Mise en œuvre et stratégies d'échantillonnages selon les indicateurs retenus.....	158
5.3 Planification des campagnes scientifiques	159
5.4 Stratégie de formation envisagée	159
6 Bancarisation des données	160
7 Conclusion.....	161
8 Bibliographie.....	163
Annexes	174

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE ET GRANDS OBJECTIFS DE L'ETUDE

Les bancs récifaux du Geysier, de la Zélée et de l'Iris sont depuis longtemps connus pour leur intérêt halieutique, mais aussi pour leur importante diversité spécifique et leur forte productivité, et ce malgré leur petite taille (Chabanet *et al.*, 2002). En revanche, ce sont des habitats sur lesquels une exploitation de plus de 25 ans a été réalisée sans réel contrôle des activités et des débarquements. Les données scientifiques et techniques fragmentaires existantes sur ces 15 dernières années, ont révélé une diminution conséquente des abondances des peuplements ichtyologiques concernant les espèces d'intérêt commercial sur ces sites, avec des effets probables dus à la pêche. Depuis décembre 2010, la pêche est interdite dans un rayon de 10 miles marins autour du banc du Geysier (arrêté préfectoral n°2010-151). Cette interdiction « vise tout type de pêche, à partir de la terre ou à bord d'un navire, notamment la pêche au gros, la pêche de plaisance, la chasse sous-marine et la pêche à pied ». Cette situation a rapidement évolué puisqu'en octobre 2011, un nouvel arrêté a été publié au Journal Officiel des TAAF (arrêté n°2011-88). Ce dernier « autorise par dérogation, la pêche dans cette zone, aux navires de pêche artisanale immatriculés et basés à Mayotte, d'une longueur hors tout inférieure à 15m et aux navires de plaisance et à vocation touristique français basés à Mayotte ». Cet arrêté renouvelé en octobre 2014 (arrêté n°2014-137), soumettant les pêcheurs à une simple obligation de déclaration d'intention pour accéder au banc du Geysier, est pour l'instant toujours en vigueur. Parallèlement, le contexte socioculturel singulier du canal du Mozambique, avec de multiples pratiques de pêche (artisanales, commerciales et clandestines), et surtout une pauvreté et une instabilité politique importantes entraînant un prélèvement sur la ressource halieutique erratique, mais globalement croissant, constitue dans l'océan Indien, un vrai challenge pour assurer une gestion durable de ces bancs à forte importance économique et patrimoniale. Une approche écosystémique des pêches serait souhaitable pour la gestion et la durabilité des ressources marines et des activités humaines qui en dépendent (Sommet de Reykjavik, 2002¹). Seulement, une telle approche ne peut se faire sans pré requis sur la connaissance des écosystèmes. Une des questions cruciales dans ce contexte est d'évaluer la structure, le fonctionnement et la capacité de résilience des peuplements ichtyologiques en réponse à des perturbations d'ordre environnemental (cyclone, blanchissement corallien...) et/ou anthropique, telle que la pêche de ces bancs récifaux exploités.

Dans ce cadre, il est important de considérer à la fois l'hétérogénéité, la complexité et l'état de santé des habitats et des communautés de poissons qui y sont inféodées. En effet, lorsqu'un écosystème est perturbé, ses biocénoses sont altérées, voire déstructurées, à travers plusieurs phases de succession écologique et de réponses préliminaires, puis dans un second temps, de façon profonde et souvent permanente (Odum, 1969). L'étude de la densité, de l'abondance et de la diversité spécifique apporte des informations fondamentales sur la structure des peuplements et leur évolution dans le temps et

¹ <http://www.fao.org/docrep/meeting/005/y8083f.htm>

Introduction

l'espace. Cependant, pour accéder au fonctionnement et évaluer l'aptitude de ces écosystèmes récifaux à la résilience, une investigation fonctionnelle est nécessaire, par exemple via l'étude des traits d'histoire de vie et écomorphologiques (Mouillot *et al.*, 2013). De tels traits sont choisis pour approximer des fonctions et sont généralement basés sur des mesures morphologiques (e.g. capacité des poissons à aspirer une proie évaluée par l'indice de succion (Carroll *et al.*, 2004). Ce cadre de travail innovant associe les approches écosystémiques, qui permettent de détecter les changements dans les communautés, aux approches fonctionnelles, qui permettent de mieux décrire et comprendre les changements structuraux dans un écosystème perturbé, avant que celui-ci ne soit profondément modifié (Villegier *et al.*, 2010; Albouy *et al.*, 2011 ; Mouillot *et al.*, 2013).

La relation qui existe entre communautés de poissons, variables environnementales et structure des habitats est largement établie. De nombreux auteurs ont en effet montré que la variabilité spatiale des communautés ichtyologiques et l'assemblage des poissons récifaux étaient influencés par le type d'habitat et la complexité structurale (Letourneur, 1996; Chabanet *et al.*, 1997; Öhman & Rajasuriya, 1998; Gratwicke & Speight, 2005b; a; Rousseau, 2010; Pinault *et al.*, 2014), la disponibilité en abris (Connell & Kingsford, 1998 ; Friedlander & Parrish, 1998), la profondeur (McGehee, 1994; Friedlander & Parrish, 1998 ; Srinivasan, 2003) et l'état de santé des communautés coralliennes (Letourneur, 1996 ; Sano, 2004 ; Rousseau, 2010). L'estimation des indices d'abondance de poissons par des méthodes de comptage visuel représente une tâche fastidieuse, souvent réalisée sur de petites surfaces récifales. En revanche, si l'on considère l'existence d'une relation entre la diversité des peuplements et leurs habitats (relation Aire-Richesse spécifique) (Rosenzweig, 1995), estimer la surface des différents habitats et l'obtention d'un nombre de comptage visuels approprié (selon l'hétérogénéité du milieu et sa surface) permet grâce à une approche statistique l'obtention d'un échantillonnage représentatif de la biomasse ichtyologique sur l'ensemble des récifs, dans le but *in fine*, d'obtenir des indicateurs robustes.

Le projet EPICURE propose d'utiliser pour la première fois à ces échelles, la complémentarité des approches écosystémique, fonctionnelle et halieutique, pour analyser et comparer la structure des peuplements ichtyologiques en partie exploités sur les bancs récifaux du Geysier, de l'Iris et de la Zélée. Au préalable une cartographie fine des habitats a été réalisée pour caractériser et quantifier les surfaces benthiques. La relation entre les assemblages de poissons et les habitats a été étudiée afin de comprendre le fonctionnement de ces écosystèmes. Nous avons utilisé une série de traits d'histoire de vie des différentes espèces de poissons pour quantifier la structure fonctionnelle de ces peuplements et leurs variations entre habitats afin de mieux comprendre l'évolution de ces écosystèmes par rapport aux données historiques. Les évolutions des ressources exploitées ont été définies grâce à l'analyse des données de pêche historique (modélisation linéaire des débarquements, effort de pêche, Rendement Maximal Durable. Cette étude pourra servir de point de référence à des suivis pérennes, dans la mesure où il importe de s'inscrire dans une logique d'évaluation des tendances des indicateurs spatio-temporels qui sont proposés. Les protocoles standardisés qui seront mis en place permettront d'appréhender l'évolution du système sur le plan fonctionnel et trophique, ainsi que la structure et la dynamique du compartiment poisson, exploité ou non, en fonction des habitats concernés jusqu'à 50 m de profondeur.

1.2 LOCALISATION GEOGRAPHIQUE ET DESCRIPTION GEOMORPHOLOGIQUE DES BANCs

Ces trois bancs récifaux sont situés dans le nord du canal du Mozambique à proximité de Mayotte et de Madagascar. Mayotte est une île volcanique située dans la partie nord du canal du Mozambique et au sud-est de l'archipel des Comores, à 400 km de l'Afrique et 376 km de Madagascar (Figure 1). D'une superficie de 376 km², Mayotte est composée de deux îles, Grande Terre (364 km²) et Petite Terre (12 km²). Ces îles sont entourées par un lagon d'une superficie de 1500 km² (PNMM, 2013), l'un des plus grands au monde. Avec 270 km² de récifs barrières et frangeants, Mayotte représente une des formations récifales les plus grandes et les plus variées de l'Océan Indien (Jeanson, 2009). Au nord-ouest de Grande-terre, se situe le banc de l'Iris d'une superficie totale de 235 km². C'est un complexe de récifs barrières entourant une caldera submergée d'une profondeur de 75 m dans la dépression centrale (Figure 1.a). Il est constitué d'une ceinture récifale composée à l'ouest, d'un platier infratidal situé à 20 m de profondeur. Ce platier est recouvert en majorité par des colonies coralliennes. A son extrémité nord et à l'est, la ceinture récifale plonge à 30 m de fond pour constituer un platier ennoyé. Au sud, au niveau du récif barrière imbriqué, le platier remonte à 15 m de fond, alternant entre grandes zones à forte couverture corallienne et zones d'épandage détritique, plus ou moins importantes selon la profondeur. Le lagon profond abrite de nombreux pinacles déjà caractérisés, dans les années 65, comme de véritables forêts coralliennes (Guilcher *et al.*, 1965). La pente interne du récif barrière externe ouest abrite de nombreux massifs de plus de 200 m de longueur, séparés par des zones sableuses. La pente externe, quant à elle, est caractérisée par un tombant vertical jusqu'à 250 m de fond.

Introduction

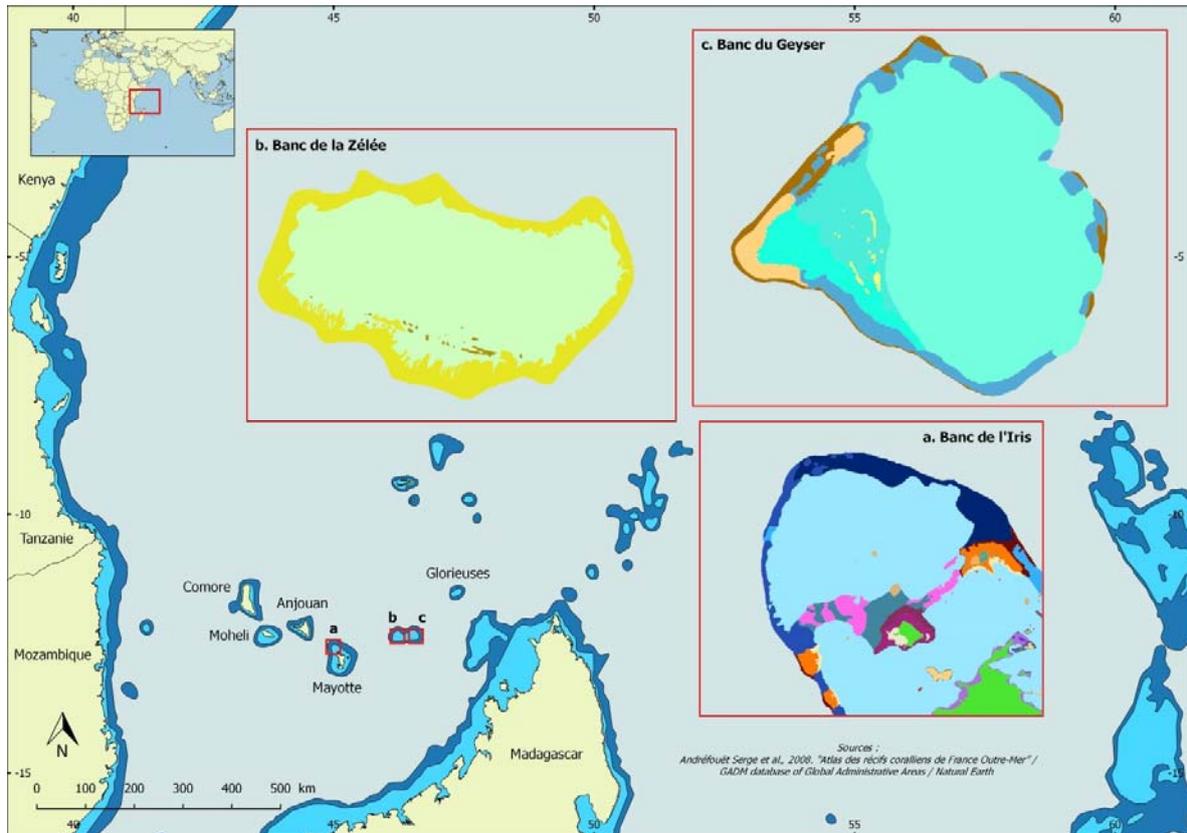


Figure 1 : Localisation des trois bancs récifaux étudiés dans le programme EPICURE : Iris (a), Geysier (b) et Zélée (c).

Les bancs du Geysier et de la Zélée (Figure 1.b et 1.c), d'une surface respective d'environ 268 km² et 220 km², sont situés entre Mayotte (125 km) et Madagascar (200 km). Ils font partie de l'arc volcanique qui s'étend d'ouest en est, des côtes africaines vers Madagascar, depuis la Grande Comore, Mohéli, Anjouan, Mayotte et les Iles Glorieuses. Ces bancs récifaux résultent de phénomènes de subsidence et d'effondrements successifs d'anciens atolls coralliens, liés à l'activité volcanique. La construction récifale de Geysier, dont certaines parties affleurent à marée basse (Chabanet *et al.*, 1996), s'est formée durant deux périodes distinctes, le Pléistocène (il y a environ 110 000 ans) pour sa partie la plus ancienne et l'Holocène (15 à 12 000 ans jusqu'à nos jours) pour sa partie la plus récente (Thomassin *et al.*, 2009). Les deux bancs coralliens occupent le sommet de deux reliefs coniques et se composent d'un platier récifal, d'une pente externe, d'un lagon et d'une pente interne. Ils sont séparés par un fossé, aux parois abruptes, large de plus de dix kilomètres et profond de 750 m (Thomassin *et al.*, 2009). La base de l'édifice volcanique supportant les bancs du Geysier et de la Zélée plonge en pente abrupte de la surface à 500 m de fond. Puis cette pente s'adoucit à partir de 1000 m de fond pour plonger jusqu'à 3600 m. (Thomassin *et al.*, 2009).

Le platier récifal du banc du Geysier mesure entre 930 et 630 m de large. La partie externe est structurée en alignements transversaux et en épandages détritiques, tandis qu'à l'intérieur du platier, selon la profondeur et l'orientation, il est composé d'accumulations détritiques, de dalles (anciennes plateformes

Introduction

coralliennes nues), de zones à forte couverture corallienne et d'herbiers. Les profondeurs minimales sont comprises entre 10 et 20 m. La profondeur augmente à l'est et au sud-est du banc pour atteindre 30 m dans certaines zones. La partie occidentale émergente à l'ouest forme un bourrelet en V appelé « Fer à cheval ». Les deux branches nord et sud de l'arc récifal se prolongent vers l'est en s'enfonçant progressivement sous la surface de l'océan (Maugé *et al.*, 1982). Le banc du Geyser a connu un effondrement qui se traduit par des profondeurs différentes dans le lagon au niveau de l'extrémité est du « fer à cheval » et deux lignes d'effondrement sur trois kilomètres de long et d'une dizaine de mètres de profondeur au nord (Thomassin *et al.*, 2009). Les parties internes du platier (pente interne) sont constituées d'une alternance de corail et d'épandages détritiques en forme de bourrelet et d'une alternance d'éperons et sillons. L'intérieur du fer à cheval est caractérisé par un lagon enclavé peu profond et intermédiaire composé de formations coralliennes denses appelées « patchs » ou massifs coralliens qui déjà, en 1965, était décrit comme « la partie la plus curieuse et la plus spectaculaire du Banc du Geyser » (Guilcher *et al.*, 1965). Ces pâtés sont façonnés par la houle d'alizé, pénétrant à l'intérieur du fer à cheval et réfractée. Les pâtés de corail du lagon ont, en général, une forme plus circulaire que les massifs. Le platier se compose également d'une partie subtidale au nord, remontant jusqu'à 10 m de fond et présentant une forte proportion d'herbiers jusqu'à l'extrémité est. Au sud-est, le platier s'enfonce et devient « ennoyé ». Il est composé essentiellement de débris avec de petits patchs d'herbiers, de corail et d'éponges. Au sud, le platier infratidal profond commence à 15 m et est caractérisé par une forte couverture corallienne à dominance d'Acropore tabulaire (*Acropora hyacinthus*). Le pourtour de Geyser est composé d'une pente externe alternant des structures classiques en éperons et sillons suivi d'un tombant externe. A l'ouest, cette pente est composée d'une partie de platiers effondrés avec les éperons et sillons, alternés par des sédiments et précédant un tombant accore qui s'enfonce sur des profondeurs de près de 90 à 100 m. Globalement, la première marche de la pente externe qui se situe jusqu'à 40 m est composée majoritairement par des débris coralliens parsemés de massifs isolés, à l'exception de la partie sud-ouest qui est caractérisée par un tombant vertical. Le lagon central profond est caractérisé par une profondeur de 30 à 40 m. Il est dominé par de grands épandages détritiques recouverts d'algues du genre *Halimeda*. Dans tout le lagon, se sont édifiés des milliers de pâtés coralliens de forme circulaire, qui sont de taille majoritairement inférieure à 1 000 m² dans le lagon central, alors que dans le lagon intermédiaire, entre 5 et 30 m de profondeur, ces mêmes pâtés, peuvent atteindre plus de 3 km² (200 m de diamètre) et sont séparés par de larges zones sableuses.

Le banc de la Zélée est une plateforme ovale. La couronne d'atoll mesure un kilomètre de large, dont la profondeur varie entre 15 et 20 m au Nord et 10 m au Sud. Le relief tabulaire du banc serait dû à l'installation de platiers récifaux pendant les derniers stationnements marins et se serait ensuite ennoyé, par subsidence ou par remontée eustatique du niveau marin (Maugé *et al.*, 1982; Ehny, 1987). Le platier du nord est caractérisé par une dominance de plateformes arasées recouvertes de petits massifs coralliens, alternés par des débris et des sables grossiers. Au sud, la plateforme est plus érodée du fait de la plus faible profondeur, laissant apparaître en majorité la dalle corallienne. Au sud-ouest, le platier ennoyé sableux à 25 m de fond est recouvert de phanérogames à *Thalassodendron ciliatum*. Les formes rectilignes et en patch de cet habitat laissent penser que ces herbiers sont soumis à un fort courant. Le

Introduction

sommet et la pente interne au sud sont parsemés de massifs alternés par des sillons de sable formant des éperons et sillons de pente interne. Au nord, la bordure interne du platier plonge à 30 m de fond. Elle est caractérisée par des massifs et des pâtés entourés de zones détritiques. Cette structure correspondrait à une couronne bio-construite d'un ancien atoll aujourd'hui immergé (Maugé *et al.*, 1982). Le lagon compte deux entités, le lagon profond situé par 40 m de fond et le lagon intermédiaire entre 20 et 30 m. Le premier occupe la majorité de la surface. On retrouve les mêmes habitats que sur le banc du Geysier, c'est-à-dire l'alternance de pâtés profonds, d'algues du genre *Halimeda* et d'épandages détritiques. Les massifs dans le lagon intermédiaire sont de plus grande taille que dans le lagon profond. A l'instar du banc du Geysier, le lagon intermédiaire présente des gros massifs coralliens ennoyés. Ils sont situés surtout dans la partie sud de l'atoll.

1.3 CARACTERISTIQUES METEOROLOGIQUES ET HYDRODYNAMIQUES DE LA ZONE

1.3.1 CONDITIONS METEOROLOGIQUES

Les conditions climatiques (pression atmosphérique, vents et précipitations) sont contrôlées par la position de la Zone de Convergence Inter Tropicale (ZCIT) qui oscille entre les latitudes 15°N et 20°S (Lapègue, 1999). Il en résulte un climat tropical composé de deux saisons, la saison humide et la saison sèche. L'été austral (humide et chaud), de décembre à mars, est marqué par des moussons et des vents chauds provenant de la zone équatoriale du nord/nord-ouest. La ZCIT se trouve alors au sud de Mayotte. Les précipitations sont importantes en particulier pour les mois de janvier et février. Durant cette saison, les températures maximales sont de l'ordre de 31-32°C et les minimales de 23-25°C (Jeanson, 2009). L'hiver austral (sec et frais), de juin à septembre, est dominé par les alizés venant du sud/sud-est et apportant la fraîcheur de l'hémisphère sud. La ZCIT remonte alors au nord de l'équateur et disparaît de l'océan Indien en raison du réchauffement du continent asiatique (effet dépressionnaire). Les pluies diminuent fortement avec un minimal en août. Les températures maximales atteignent 27-29°C et les minimales 20-22°C pendant cette période (Jeanson, 2009). Il existe cependant, deux saisons intermédiaires plus brèves, annonçant l'arrivée de chacune des deux saisons principales. Les alizés d'avril à juillet sont surtout de secteur sud/sud-ouest, où l'atmosphère humide a pour effet de prolonger les pluies (Bachelery, 2013). Le Miombeni soufflant d'octobre à mi-janvier, de secteur nord-est à nord, établit progressivement l'arrivée des pluies avant l'été.

1.3.2 COURANTOLOGIE

Les courants marins sont influencés par la présence de Madagascar et sont soumis à une très forte variabilité spatio-temporelle en raison du passage de nombreux tourbillons (Benny, 2002 ; Schouten *et al.*, 2003 ; Calzas, 2009). Dans le nord du canal du Mozambique, la circulation océanique est principalement influencée par le Courant Sud Equatorial (SEC), qui est alimenté par un courant qui se forme aux abords du plateau du Mozambique et qui porte les eaux vers l'ouest en passant au nord des Comores (Figure 2). A l'approche des côtes africaines orientales, ce courant se divise en deux pour former le Courant de la Cote Est Africaine (EACC) au nord et alimenter une succession de gyres

Introduction

océaniques (MCE) dans le canal du Mozambique en direction du sud (Schouten *et al.*, 2003). Ces phénomènes tourbillonnaires induisent un enrichissement des eaux de surface en sels nutritifs à l'ouest de la Grande Comore et à l'ouest du cap d'Ambre (Piton & Poulain, 1974). L'évolution de la localisation et de l'intensité du gyre peut conduire à une fréquence de cinq à sept cycles par an, ainsi qu'à des variations de cinq centimètres du niveau marin dans la région de Mayotte (Schouten *et al.*, 2003). Selon les saisons, les bancs du Geyser et de la Zélée sont directement soumis au Courant Sud Equatorial ou au mouvement tourbillonnaire du courant qui affecte l'archipel des Comores (PNMM, 2015).

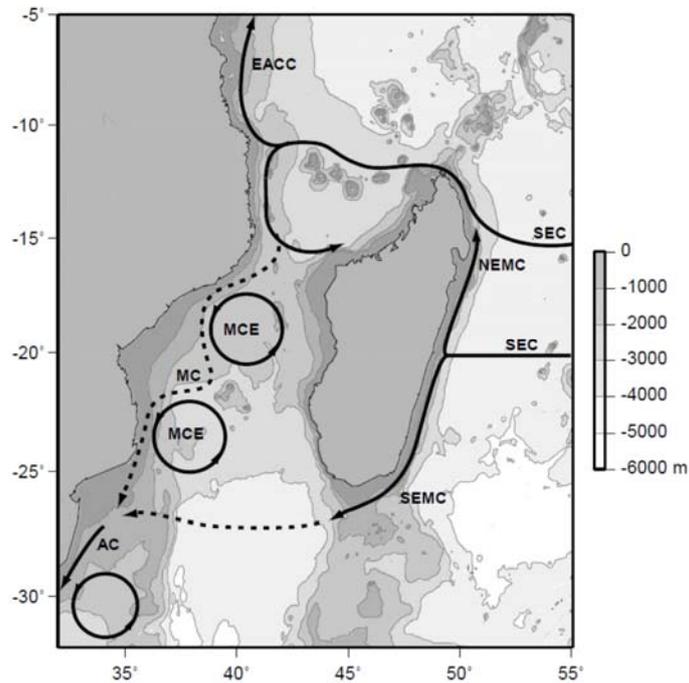


Figure 2 : Courants et caractéristiques des flux océaniques dans le canal du Mozambique et la région de Madagascar (Schouten *et al.* 2003).

Au niveau de Mayotte, la circulation des masses d'eaux lagunaires reste mal connue du fait de l'étendue du lagon, de la diversité morphologique des récifs coralliens, de la bathymétrie, de l'importance du marnage, de la force et de la direction des vents saisonniers (Jeanson, 2009). Cependant, les derniers travaux (De la Torre *et al.*, 2008 ; Idier *et al.*, 2008 ; Jeanson, 2009; Bachelery, 2013) permettent d'avoir une meilleure connaissance des processus courantologiques et des mouvements des masses d'eaux lagunaires².

Il en résulte qu'au niveau du banc d'Iris (Figure 3), les courants liés à la marée ont une direction alternative en fonction du flot et du jusant (NE au flot et SW au jusant). La large ouverture de la plateforme effondrée du nord-ouest influence tout l'ouest du lagon, le nord-est jusqu'au détroit de

² A une échelle plus globale, des simulations océaniques en 3D existent via le moteur océanique NEMO 3.1 (Nucleus for European Modelling of the Ocean) et sont accessibles sur le site du Copernicus Marine Environment Monitoring Services (CMEMS) (<http://marine.copernicus.eu/>)

Introduction

Mamoudzou avec des courants globalement de sud (jusant) ou de nord (flot). La marée joue un rôle prépondérant sur la circulation des courants, les vents ne générant des courants que lorsque la marée est faible (De la Torre *et al.*, 2008).

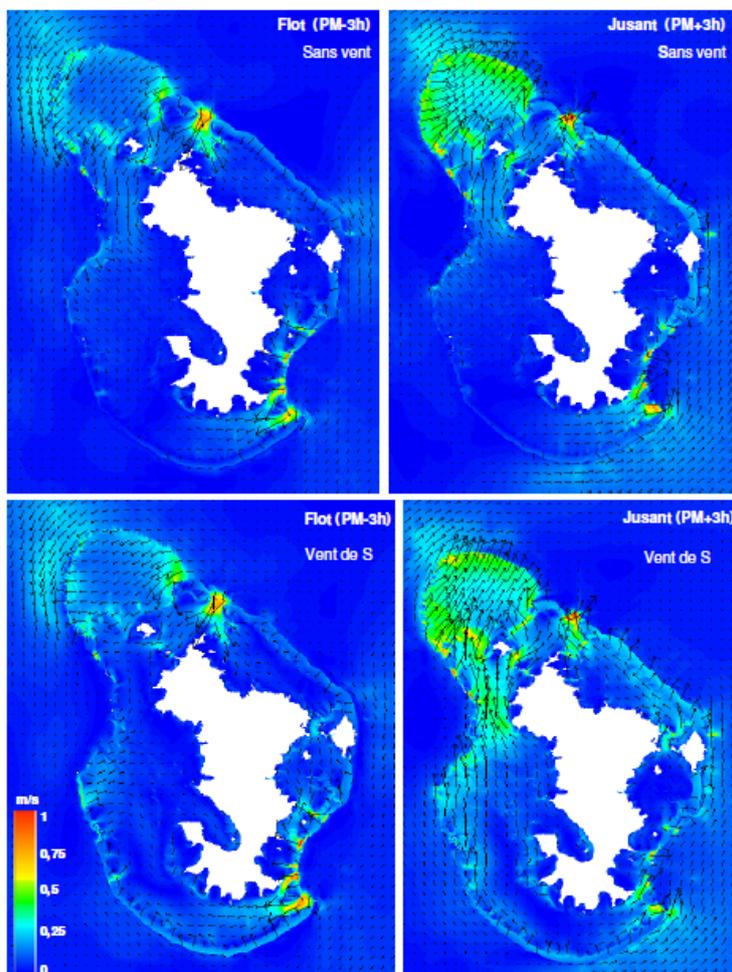


Figure 3 : Comparaison des vitesses et directions des courants, au flot (gauche) et au jusant (droite) en vives eaux, sans vent (en haut) et avec vent de S (en bas) (De la Torre *et al.*, 2008).

2 ETAT DES CONNAISSANCES SUR LA PECHERIE ET LES COMMUNAUTES ICTHYOLOGIQUES ASSOCIEES AUX BANCS

2.1 HISTORIQUE DE LA PECHERIE SUR LES BANCS

Dans le cas de Mayotte, les connaissances sur les pêcheries et sur les écosystèmes exploités, tels que les bancs du Geysier, de la Zélée et de l'Iris, sont limitées et peu structurées dans le temps.

Dès les années 1970, des études ponctuelles ont été menées sur le potentiel halieutique de Mayotte (Barbaroux, 1977). Les suivis scientifiques de la pêche artisanale mahoraise sur les activités et les débarquements, à partir de plans d'échantillonnage stratifiés ont démarré vers la fin des années 80, par le Service des pêches de la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF) de Mayotte, avec la contribution de l'Ifremer Réunion (Biais *et al.*, 1987 ; Maggiorani & Maggiorani, 1990 ; Maggiorani *et al.*, 1993 ; Biais, 1994). D'autres études s'en sont suivies, mais toujours sur l'activité de pêche et son importance socio-économique à Mayotte, et peu sur les bancs récifaux du large (Wendling & Le Calve, 2000 ; Carine, 2003 ; Herfaut, 2004 ; 2005 ; Fraisse, 2010).

Une première tentative d'exploitation des bancs du Geysier et de la Zélée par un navire de 12 m, l'Yvalann, entre fin 1989 et 1992, couplée à un suivi des débarquements de poissons, a montré une sensibilité des stocks à l'exploitation commerciale (Maggiorani *et al.*, 1994). En effet, les résultats indiquent un rendement journalier moyen, toutes espèces confondues, proche de 400 kg avec des fluctuations saisonnières comprises entre 285 kg (octobre 1989, en début d'activité) et 693 kg (novembre 1991) par jour. Au cours de ces deux années d'exploitation, les meilleurs rendements semblent être obtenus pendant la période estivale (d'octobre à mars) avec des résultats plus proches de 500 kg/jour. Durant toute la période d'exploitation, l'espèce la plus capturée (48 % du poids total) a été le *Lutjanus bohar* avec plus de 90 tonnes. Les Serranidae représentent 24 % des captures totales débarquées, soit 45 tonnes et sont composés principalement d'*Epinephelus fuscoguttatus* (23 t), de *Plectropomus laevis*³ (7 t), de *Variola louti* (5 t) et *Lethrinus olivaceus*⁴ (5 t). D'autres espèces ont été également pêchées, comme le vivaneau maori (*Lutjanus rivulatus*, 10 t) et le thon dent de chien (*Gymnosarda unicolor*, 11 t) (Maggiorani *et al.*, 1994). Les rendements journaliers n'ont fait que progresser de 1989 à 1992. Cependant, l'examen plus attentif des résultats montre que ce phénomène est lié d'une part à l'augmentation du nombre de pêcheurs embarqués, passant de sept en 1989-90 à 11 en 1991-92, et d'autre part à l'exploitation du banc Castor en 1992. Cette première étude avait déjà mis en évidence une diminution des rendements et de la taille moyenne des principales espèces, ne garantissant plus la rentabilité économique de l'entreprise, au bout de deux années d'exploitation par un seul navire.

Afin de développer la pêche hauturière sur ces bancs, d'autres pêches expérimentales ont été entreprises en 1994 et 1997. A partir de 1994, dix vires-lignes manuels spécialisés pour la pêche en eaux

³ Identifié à l'époque comme *Plectropomus maculatus*.

⁴ Identifié à l'époque comme *Lethrinus elongatus*.

profondes, ainsi que des sondeurs, ont été mis à disposition par les services de la pêche. Quatre pourcent des captures débarquées cette année provenait du banc de Geysier (Gueydon, 1994). Le bateau Saint-Leu d'une taille de 16 m a été loué par les pêcheurs Réunionnais. Une moyenne de 1,1 tonne de poisson était produite par marée. Après neuf marées successives, un total de 9732 kg a été débarqué. En 1997, des pêches ont été effectuées par le « Rio del oro ». La moyenne des prises était de 2,3 tonnes par marée. L'analyse de la dernière marée indiquait un rendement de 500 kg/jour de pêche pour les poissons dits « nobles » pour un ensemble de 12 pêcheurs. A cette époque, malgré des rendements deux fois supérieurs aux pêches réalisées dans le lagon de Mayotte (15 kg/j/pêcheur), la pêche sur le banc du Geysier n'était pas rentable du fait des coûts trop importants (General, 1997).

Dans les années 2000, l'exploitation s'est réellement accélérée et intensifiée et une trentaine d'armateurs ont armé des barques pour se rendre sur les bancs éloignés autour de Mayotte (Herfaut, 2005 ; Wickel *et al.*, 2009). En 2003, une étude qui visait à estimer la pression de pêche et les quantités débarquées à Mayotte à partir d'un suivi statistique débuté en 96 a été menée (Ordoquy, 2003). Elle a montré que la pêche était très artisanale, que la répartition de la flottille était inégale sur tout le pourtour de l'île et que les barques étaient essentiellement situées sur les communes de Petite Terre et de M'tzamboro. Ces sites sont de par leur situation géographique des sites privilégiés de la pente externe et des bancs éloignés. Les barques recensées sur M'tzamboro pratiquent essentiellement la pêche sur le banc de l'Iris, alors que celles enregistrées sur Petite Terre sont utilisées pour les bancs du Geysier, de la Zélée et du Castor. A cette époque, le nombre d'embarcations enregistrées sur Mayotte étaient de 303 barques et 182 grandes pirogues mais seulement une petite partie de la flotte pratiquaient sur la zone. Un total de 600 tonnes de poissons commerciaux débarqué annuellement proviendrait des sites éloignés à cette époque (Herfaut, 2005).

L'étude halieutique des pêches mahoraises de 2010 à 2011 montre que 21 sorties sur 2042 enregistrées ont été réalisées sur le banc de la Zélée (Russel, 2011). La pêche étant interdite autour du banc du Geysier à cette époque, aucun relevé officiel n'est disponible. Dans les débarquements en provenance du banc de la Zélée, 36 % des espèces capturées sont des Lutjanidae, 23 % des Lethrinidae, 16 % des Serranidae, 14 % des Scombridae, 8 % des Carangidae et 2 % des Sphyraenidae. Les Lutjanidae et les Lethrinidae représentent 84 % du poids total débarqué. Les espèces qui dominent en biomasse sont le vivaneau pagaie (*Lutjanus gibbus*, Lutjanidae), les capitaines à gueules jaunes (Lethrinidae), les mérours rouges (Serranidae). Malgré les données parcellaires des enquêtes de terrain et le plan d'échantillonnage non uniforme, le nombre de pirogues continue de diminuer, passant de 73% de la flottille à 52 %. Le rendement moyen par sortie chute de 44 kg à 38 kg, pour un poids moyen par individu de 500 g.

Dans le cadre d'une enquête auprès de pêcheurs, sur la base de données déclaratives, Herfaut (2005) a évalué la rentabilité économique des bancs par une pêche au départ de Mayotte. Elle en conclut que l'activité de pêche sur ces sites éloignés est de moins en moins rentable, surtout sur les bancs les plus proches (Zélée et Geysier) qui sont exploités depuis plus longtemps et de façon plus intensive. Les charges d'exploitation des armateurs augmentent : acquisition du matériel de sécurité, coût de la régularisation de la main d'œuvre, paiement des cotisations et charges sociales... Si les captures continuent à diminuer, seuls les très bons pêcheurs et ceux qui se rendent sur des sites un peu moins

exploités pourront maintenir leur activité. Aux dires des pêcheurs, la baisse des rendements de poissons démersaux serait compensée par la capture de poissons pélagiques. Aucun suivi quantitatif n'a été mis en place pour évaluer précisément l'évolution de la pression de pêche exercée sur chacun de ces bancs depuis le début de leur exploitation. De plus, le banc du Geysier étant partiellement interdit à la pêche (arrêté préfectoral n°2010-151 du 9 décembre 2010), il est difficile de connaître précisément l'origine des poissons dans les captures observées au débarquement.

D'après le rapport de l'IUCN (2013), basé sur l'analyse des études les plus récentes sur le suivi des pêcheries à Mayotte, la flottille de pêche mahoraise est constituée de 700 pirogues, 300 barques et 4 palangriers actifs (PNMM, 2013). Parmi les 300 barques, principalement de type « Yamaha » (appellation locale), d'une longueur de 5 et 7 m et faiblement motorisées (entre 15 et 40 CV), certaines sont dites « améliorées ». Ces dernières sont rehaussées de quelques dizaines de centimètres et aménagées avec des coffres à glace fixes. Estimées entre 35 et 40, elles sont utilisées pour pêcher sur les bancs du Geysier, de la Zélée ou le long du plateau continental malgache (Banc du Castor). Les captures avoisinent les 190t sur 456 sorties sur Zélée (SIH, 2013) avec près de 1 600 jours de pêche sur 530 sorties, soit 16 sorties par navire et par an. Les captures se composent essentiellement à 47 % de vivaneaux, 21 % de capitaines, 13 % de mérus et 6 % de poissons pélagiques. Environ 47 navires professionnels ont travaillé sur le banc d'Iris en 2013 cumulant 7 mois et demi d'activité. 6 pirogues ont également travaillé sur ce banc. Les captures moyennes varient généralement de 200 à 400 kg par sortie, mais peuvent parfois aller jusqu'à une tonne (Plan de gestion Parc Naturel Marin des Glorieuses, 2015).

La géolocalisation des sites de pêche sur le banc de l'Iris est connue avec plus de 16 secteurs.

2.2 ANALYSE DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS SUR LES BANCS ENTRE 1989-92 ET 2013-15

La mise en place en 2012 du Système d'Information Halieutique sur Mayotte, a permis de fournir quelques observations annuelles des débarquements en provenance des bancs récifaux du large (SIH-Mayotte, 2017). Ainsi le PNMM a pu transmettre des estimations d'efforts de pêche et des captures associées de 2013 à 2015, officiellement réalisées sur le banc de la Zélée. Même s'il est admis que l'effort de pêche ait fortement diminué sur le banc du Geysier ces dernières années pour cause de faible rendement (PNMM comm. pers.), il est notoire que les barques Yamaha n'hésitent pas à pêcher sur ce banc à l'occasion et à déclarer leur capture uniquement sur Zélée, par craintes de la réglementation (pêche, navigation...) dans les eaux du parc des Glorieuses. Dans ces conditions, il a été décidé d'attribuer les données d'efforts de pêche et de captures aux deux bancs que sont Zélée et Geysier. Concernant Iris, aucune donnée d'effort et de capture n'a été transmise par le PNMM.

Cette situation permet de disposer d'un jeu de données de pêche sur les deux principaux bancs étudiés :

- les 3 premières années d'exploitation de l'Yvalann de 1989 à 1991. L'année 1992 n'a pas été prise en considération car les captures débarquées comportaient également des poissons pêchés sur le banc Castor (Maggiorani *et al.*, 1994),
- les trois dernières années disponibles, soit de 2013 à 2015 (SIH-Mayotte, 2017).

Ces données permettent de disposer de captures associées à différents niveaux d'effort de pêche annuels (Tableau 1).

Les données disponibles ont pu être agrégées par groupe d'espèces, selon leur relation avec l'habitat qu'ils occupent. Ainsi, les espèces dites « démersales » vivent au-dessus du fond, et bien que mobiles sont très dépendantes de ces fonds d'où elles tirent leur nourriture. Sur les bancs, les captures d'espèces démersales se composent essentiellement des familles : Lutjanidae (vivaneaux), Lethrinidae (capitaines et empereurs) et Serranidae (mérus). Les poissons démersaux ont représenté 76% des captures en moyenne sur la période.

Tableau 1 : Données d'efforts de pêche et de captures disponibles sur les bancs du Geysier et de la Zélée. L'effort effectif a été estimé selon la formule suivante : $a \times (b-c) \times d$.

Année	1989	1990	1991	2013	2014	2015	Captures totales sur l'ensemble de la période (kg et %)
Nb Marées ^a	8	26	17	456	240	773	
Durée moy. marée (jour) ^b	7	8	8	2.98	3.89	3.42	
Temps de route A/R (jour) ^c	1	1	1	1	1	1	
Nb pêcheur X marée ^d	7	7	11	4	4	4	
Effort de pêche effectif (Nb jour.pêcheur.an)	336	1274	1309	3612	2774	7483	
Production totale (kg)	15559	73706	55393	190258	79786	201504	616206 (100%)
CPUE (Production totale/effort)	46.31	57.85	42.32	52.67	28.76	26.93	
Production démersaux (kg)	9318	59903	44381	156100	62328	134271	466301 (76 %)
dont « Mérus »	2460	18872	14475	24773	13382	24263	98225 (16 %)
Production Epipélagiques (kg)	4576	8867	6806	7890	8146	2319	38604 (6 %)
dont « Carangues »	2126	2975	2482	5761	2530	14687	30561 (5 %)
Production Pélagiques (kg)	1665	4936	4206	26268	9312	64914	111301 (18 %)

Les espèces « épipélagiques », très mobiles, occupent la colonne d'eau (zone euphotique), de la surface au fond, dont elles sont également dépendantes. Les Carangidae (carangues), Sphyraenidae (barracudas) et une espèce de Scombridae (le thon dent de chien, *Gymnosarda unicolor*) composent l'essentiel de ce groupe inféodé aux bancs et aux zones récifales. Les poissons épipélagiques ont représenté 6 % des captures en moyenne sur la période.

Etat des connaissances sur la pêche et les communautés ichthyologiques associées aux Bancs

En revanche, les espèces dites « pélagiques », vivent dans les eaux proches de la surface ou entre la surface et le fond, sans en dépendre directement, et elles peuvent effectuer de grands déplacements à l'échelle océanique. Ces espèces sont représentées essentiellement par des Scombridae (les grands thons et autres bonites des genres *Thunnus*, *Acanthocybium*, *Auxis*, *Euthynnus*, *Katsuwonus*, *Scomberomorus*...), la dorade coryphène (*Coryphaena hippurus*) et des Istiophoridae (poissons portes épées). Les poissons pélagiques ont représenté 18 % des captures en moyenne dans les débarquements sur la période.

La production⁵ annuelle maximale observée (toutes espèces confondues) a été évaluée à plus de 200 tonnes en 2015 (Figure 4.a), avec une pression de pêche de plus de 7400 jours.pêcheurs.an. Les niveaux annuels de production sont très variables, de même que les efforts de pêche mis en œuvre.

Il n'a pas été possible de reconstituer les séries de données annuelles de 1989 à 1992 par grande « famille ». Cependant, la Figure 4.b montre la prépondérance des captures de vivaneaux, avec près de 90 tonnes dans les meilleures années, suivis des capitaines et empereurs (40 tonnes max), des mérour (> 30 tonnes), des pélagiques (> 40 tonnes) et des épipélagiques (> 15 tonnes). Les diverses espèces de poissons récifaux ne représentent qu'une part très faible des captures observées (< 1 tonne).

⁵Quantité produite par la pêche en considérant une unité de temps définie

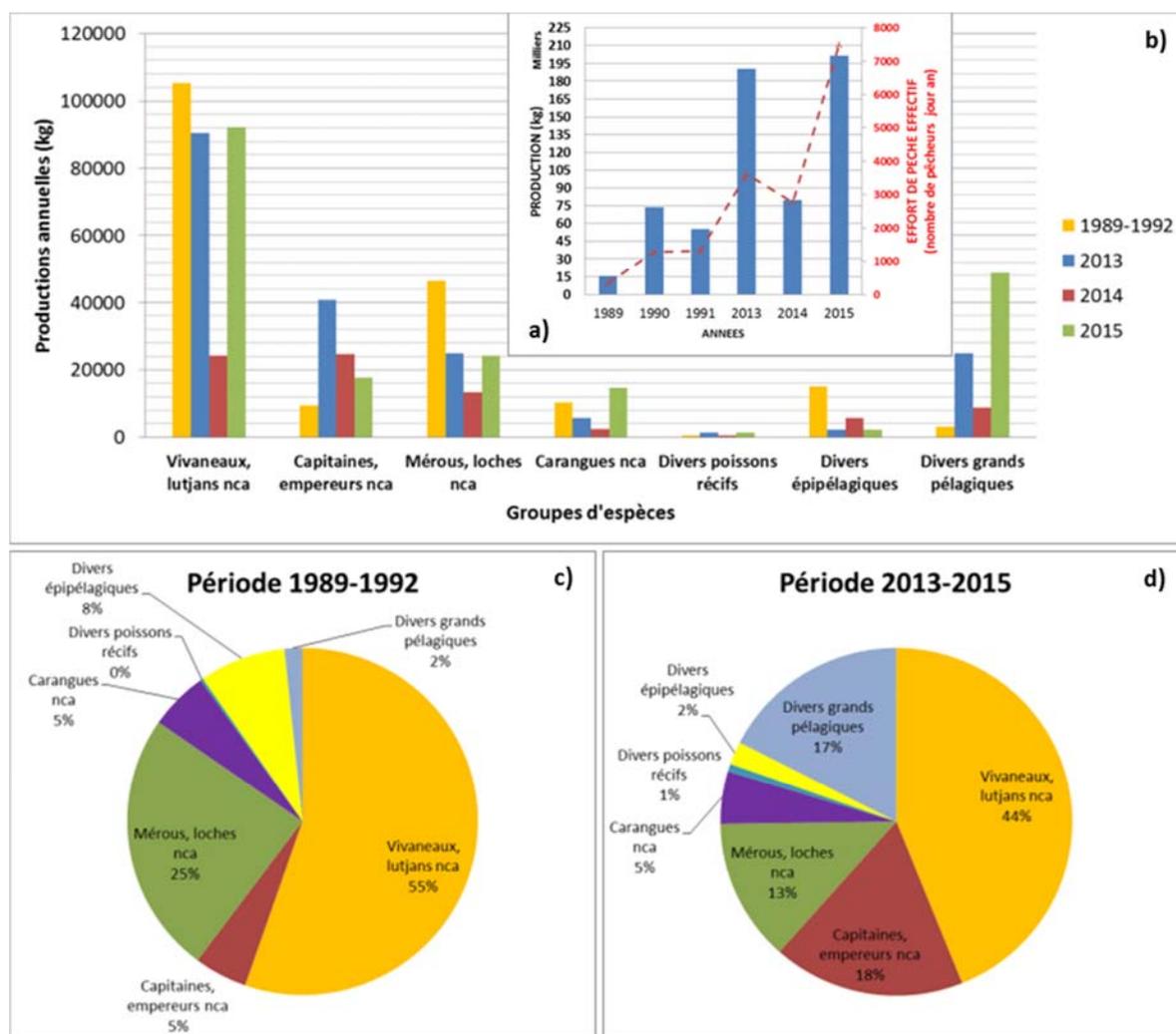


Figure 4 : Situation comparative de la production totale (a) et par groupe spécifique (b) ainsi que la contribution relative des groupes spécifiques dans les captures correspondant aux périodes de début d'exploitation (1989 à 1992) (c) et plus récentes (2013 à 2015) (d).

La représentation relative des groupes spécifiques dans les captures entre le début d'exploitation (Figure 4.c) et les dernières années (Figure 4.d) montre une évolution sensible de la composition relative des captures :

- A la baisse dans les débarquements :
 - les vivaneaux représentaient plus de 50 % des débarquements (-20 %)
 - les mérous, espèce d'intérêt économique majeur, comptaient 25 % des débarquements au début de l'exploitation (-50 %)
 - les petits pélagiques, essentiellement les barracudas et les thons dents de chien (- 400 %). En proportion, les débarquements de carangues n'ont pas évolué

Etat des connaissances sur la pêche et les communautés ichthyologiques associées aux Bancs

- A la hausse dans les débarquements :
 - les poissons capitaines et autres empereurs (+ 360%)
 - les grands poissons pélagiques (+ 850 %)
 - les diverses espèces récifales (+1%)

Une première analyse factuelle de la sensibilité des stocks multi-spécifiques, à différents niveaux d'effort de pêche annuel a été réalisée. Les tendances résultant des ajustements entre les captures, ainsi que les prises par unité d'effort (PUE) en fonction de l'effort de pêche effectif estimé annuellement (Tableau 1), permettent d'apprécier l'effet de la pression de pêche sur les niveaux de captures annuelles des différents stocks (Figure 5.a et 5.b). L'effort de pêche effectif calculé s'exprime en « jour.pêcheur.an » (Tableau 1). Les captures des groupes « mérous » et « carangues » ayant pu être reconstituées, les relations entre leur capture, PUE et effort de pêche ont pu être analysées (Figure 5.c).

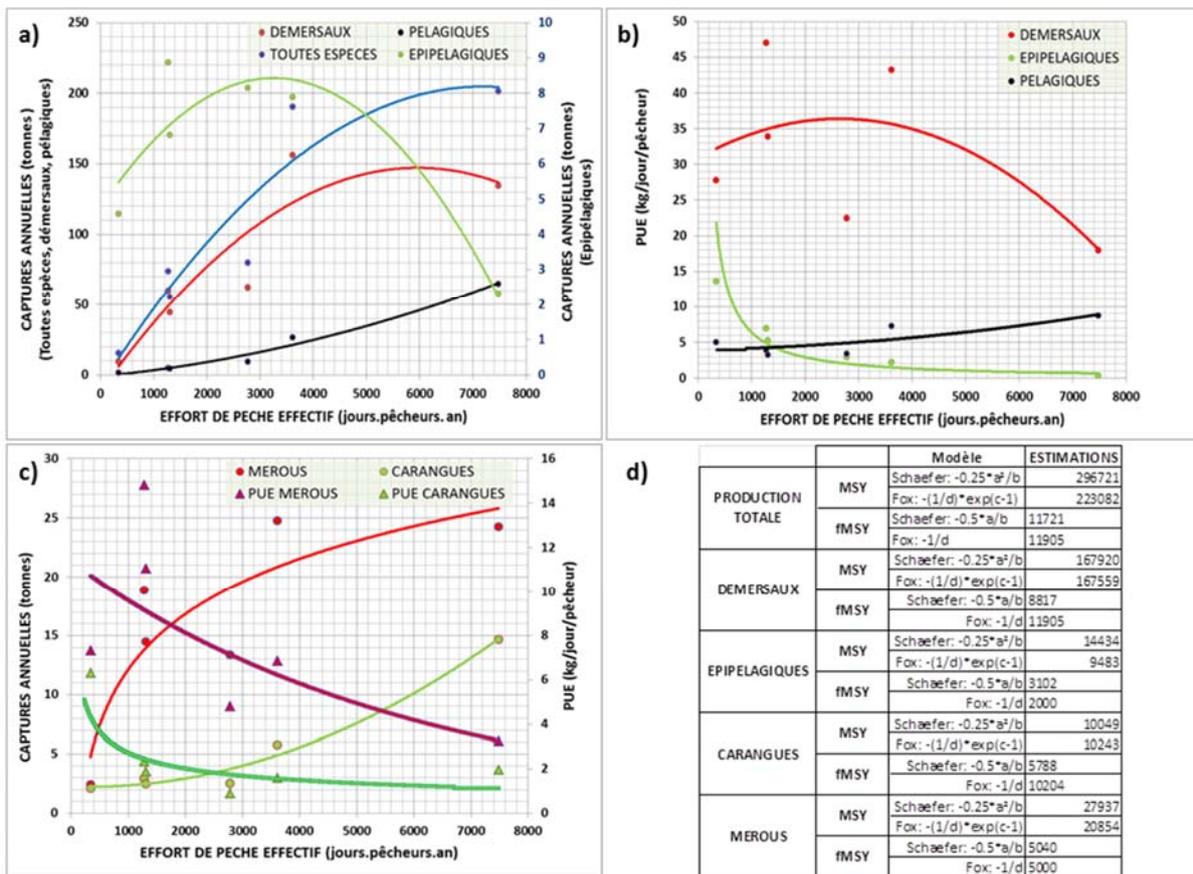


Figure 5 : Evolution des captures (a) et des prises par unité d'effort (PUE) (b) pour les différents groupes d'espèces, mais aussi pour les mérous (démersaux, Serranidae) (c) et les carangues (épipélagiques, Carangidae) (c). Les courbes correspondent au meilleur ajustement d'un modèle logistique (suivant le critère du coefficient de variation R^2) et non de l'ajustement d'un modèle global. Les estimations du rendement maximal durable (MSY) et les efforts de pêche correspondants (f_{MSY}) ont été calculées par régressions linéaires (d) suivant la méthode présentée par Sparre & Venema, (1998).

La série de données ne comportant que 6 années, il n'est pas possible d'ajuster un modèle dit global, c'est-à-dire décrivant la production en fonction de l'effort de pêche. En revanche, des premières

estimations par groupe d'espèces du rendement maximal durable (RMD⁶) ou Maximum Sustainable Yield (MSY) et les efforts de pêche correspondant (f_{MSY}) ont été calculées par des régressions linéaires (Figure 5.d) suivant la méthode présentée par Sparre & Venema, (1998)⁷.

Toutes espèces confondues, la courbe de production annuelle augmente progressivement pour plafonner à un peu plus de 200 tonnes (Figure 4.a), avec un effort maximum de plus de 7000 jours.pêcheurs.an. Le tableau en Figure 5.d indique que les deux modèles (Schaefer et Fox) donnent des résultats légèrement différents. Selon le modèle de Fox, le niveau du MSY serait de 223 tonnes, pour un niveau d'effort f_{MSY} d'environ 11900 jours.pêcheurs.an. Selon le modèle de Schaefer, le niveau MSY serait beaucoup plus élevé (\approx 297 tonnes) pour un f_{MSY} légèrement inférieur, d'environ 11700 jours.pêcheurs.an. Selon les deux modèles, les niveaux d'effort connus n'ont pas dépassé f_{MSY} et les niveaux de production annuelle étaient proches voire inférieurs aux MSY.

Si la courbe de captures des poissons démersaux suit la même tendance, elle plafonne aux environs de 150 tonnes et amorcerait une diminution des niveaux de capture si l'effort augmentait au-delà de 6000 jours.pêcheurs.an. Pour autant, les MSY estimées pour les démersaux seraient de l'ordre de 167 tonnes pour un effort de pêche constant compris entre 9000 et 12000 jours.pêcheurs.an selon les modèles (Fig.5d). Si les valeurs de MSY sont proches des valeurs maximales de captures observées dans la pêche, les f_{MSY} indiquent qu'il serait encore possible de maintenir, voire d'augmenter les niveaux d'effort de pêche pratiqués ces dernières années. Sur la base de ces éléments, les bancs du Geyser et de la Zélée seraient dans une situation de pleine exploitation des poissons démersaux. Cependant, l'analyse de l'évolution des PUE (Figure 5b) montre une diminution des rendements, d'abord progressive puis plus rapide, avec l'augmentation de l'effort de pêche. Cette dynamique propre à la forme convexe de la fonction de réponse de la courbe d'ajustement des rendements, traduit la fragilité des stocks des poissons démersaux à l'exploitation. L'augmentation de l'effort de pêche risque donc d'accélérer l'évolution des biomasses vers la surexploitation. Il ne serait pas prudent dans ces conditions, de poursuivre voire de maintenir l'effort actuel, même si en théorie, ces niveaux d'abondances pourraient être maintenus avec des biomasses faibles et un effort de pêche élevé (Fig.5d). Les meilleurs rendements (entre 35 et 40 kg/jour/pêcheur) de poissons démersaux, principales espèces ciblées par la pêche (76%), ont été obtenus avec un effort effectif compris entre 2000 et 4000 jours.pêcheurs.an, soit un niveau de pression trois à quatre fois inférieur à celui appliqué ces dernières années. Les rendements ont été ainsi divisés par deux en 2015. Tel que démontré par Herfaut (2005), la rentabilité économique n'est plus assurée sur ces seuls sites de pêche et cette situation contraint les pêcheurs à changer de stratégie d'exploitation et rechercher de nouveaux sites plus loin dans le canal du Mozambique. En l'état, ces valeurs de MSY et de f_{MSY} ne peuvent être retenues comme des valeurs de référence pour la gestion des pêches. Ils fournissent uniquement une indication d'ensemble, sur la période considérée et par groupe

⁶ Le Rendement Maximal Durable (RMD) parfois appelé Production Maximale Equilibré (PME) ou en anglais, Maximum Sustainable Yield (MSY) est, sous hypothèse d'équilibre, la plus grande quantité de biomasse que l'on peut extraire d'un stock halieutique dans les conditions environnementales existantes sans affecter le processus de reproduction (définition FAO) (<http://wwz.ifremer.fr/peche/Les-grands-defis/Les-priorites/Rendement-maximal>).

⁷ <http://www.fao.org/docrep/w5449e/w5449e0b.htm>

d'espèces. La forte variabilité de l'effort de pêche annuel mis en œuvre sur ces bancs depuis le début de l'exploitation, la multiplicité des espèces qui composent les poissons démersaux, couplés au manque de données de pêche et au manque de paramètres biologiques et écologiques, limitent l'usage de ces estimations.

Les espèces pélagiques appartiennent à des stocks dont l'extension est bien plus grande que celle des bancs étudiés, et les captures et efforts de pêche du reste de leur aire de distribution ne sont pas prises en compte. Elles présentent en général des croissances assez rapides. L'augmentation linéaire, voire exponentielle, des courbes de captures et des rendements de ces espèces en fonction de l'effort de pêche traduit l'absence de surexploitation de ces espèces. Ces stocks se gèrent à l'échelle régionale et ne sont pas limités par la seule pression exercée par la pêche artisanale mahoraise sur ces bancs. Il existe donc un potentiel d'exploitation sur les poissons pélagiques, qui conviendrait d'être étudié dans le cadre d'une stratégie de report de l'effort excédentaire actuellement exercé sur les poissons démersaux et épipélagiques.

A l'inverse, certaines ressources démersales importantes comme les vivaneaux et les mérours présentent des croissances lentes, et sont intrinsèquement plus vulnérables à la pêche. Ainsi, pour les mérours (Figure 5.c), particulièrement ciblés parmi les démersaux (21% des captures en moyenne), la MSY a été estimée entre 20 et 28 tonnes an, pour une f_{MSY} de 5000 jours.pêcheurs.an. Les efforts effectifs mis en œuvre en 2015 dépassent donc largement la capacité limite de ce stock. Les rendements ont ainsi été divisés par un facteur quatre à six la dernière année. Dans ces conditions, ce stock est considéré en surexploitation. Les meilleurs rendements ont été obtenus avec un effort de pêche compris entre 1000 et 2000 jours.pêcheurs.an. Au sein de ce groupe, cette surexploitation serait plus importante pour certaines espèces plus sensibles à l'exploitation, comme les mérours de grandes tailles du genre *Epinephelus*. Au début de l'exploitation des bancs, les données de l'Yvalann indiquaient que le groupe des mérours était représenté essentiellement par trois genres, les *Variola*, les *Plectropomus* et surtout, les *Epinephelus*. L'espèce *E. fuscoguttatus* (mérour marbré), en état actuel de proche menace par la pêche (IUCN), représentait l'essentiel des captures en poids des mérours débarqués dans les années 1990 (Maggiorani *et al.*, 1994). Selon les données issues du SIH en 2015, l'occurrence de l'espèce parmi les captures de mérours, le placerait après le croissant queue jaune, *Variola Louti*. Le poids moyen des individus échantillonnés serait de 6,4 kg en 2015 (entre 60 à 70 cm, pour une taille max de 120 cm). La taille de première maturité avoisinerait les 50 cm (Pears *et al.*, 2006).

L'évolution des captures de poissons épipélagiques sous forme de « cloche » met en évidence la réponse de ces espèces à l'augmentation de la pression de pêche (Figure 5.a). La MSY a été estimée à environ 9,5 tonnes pour une f_{MSY} comprise entre 2000 et 3000 jours.pêcheurs.an. Cette situation placerait ce stock en surexploitation à partir de niveaux d'effort de pêche observés de 2013 à 2015. Elle se traduit par une baisse très rapide des rendements qui ont été divisés par 15 depuis le début de l'exploitation des bancs. La fonction de réponse concave des rendements, qui tend asymptotiquement vers zéro, permet de

qualifier ce stock de robuste⁸. Les meilleurs rendements sont obtenus avec un effort de pêche effectif inférieur à 2000 jours.pêcheurs.an. Cela se vérifie également pour les carangues qui représentent 76% des captures des poissons épipelagiques (Figure 5.c). La MSY a été évaluée à environ 10 tonnes pour une f_{MSY} comprise entre 5000 et 10000 jours.pêcheurs.an. Toutefois, pour atteindre les niveaux de production maximale, comme observé en 2015, il est nécessaire de déployer un effort conséquent pour des rendements très faibles, de l'ordre de 1kg/jour/pêcheur.

2.3 ETAT DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES SUR LES PEUPEMENTS ICTHYOLOGIQUES

La première étude scientifique *in situ* sur les bancs du Geyser et de la Zélée a eu lieu lors de la mission "Benthédi" en 1977. La campagne effectuée dans le nord-est du Canal du Mozambique, était axée sur l'étude du benthos péri-récifal des formations coralliennes. Elle englobe les récifs des Glorieuses, de Mayotte, ainsi que des bancs coralliens du Leven, du Geyser et de la Zélée. Quatre plongées de 13 à 30 m ont été effectuées, dont 3 à Geyser et 1 à Zélée. Un inventaire qualitatif a permis de dénombrer 295 espèces de poissons sur l'ensemble de la zone (Harmelin-Vivien, 1979). L'auteur conclut que les peuplements de poissons sont structurés en fonction des caractéristiques géomorphologiques des récifs et de la profondeur. Cependant, aucune donnée quantitative n'a été recueillie.

En 1996, un diagnostic des peuplements de poissons de Geyser et Zélée a été conduit en collaboration avec la collectivité territoriale de Mayotte, le soutien de l'Ifremer et de l'Université de La Réunion. Les objectifs de ce travail étaient d'évaluer la richesse biologique du site en établissant un inventaire qualitatif et quantitatif des espèces présentes sur les bancs et de quantifier l'abondance moyenne de la communauté ichthyologique (Chabanet *et al.*, 2002). En évaluant l'état des ressources des deux sites, des mesures de gestion et d'exploitation des bancs ont été proposées (Chabanet *et al.*, 1996). L'échantillonnage s'est concentré sur le banc du Geyser, car c'est un site plus étendu, moins profond et protégé de la houle et du vent, contrairement au banc de la Zélée. Des relevés visuels en plongée ont été effectués sur 11 stations (2 stations à Zélée et 9 stations dans la partie NW du Geyser) à des profondeurs s'échelonnant entre 15 et 20 m. Un total de 294 espèces de poissons, appartenant à 43 familles, a été recensé durant l'étude. Les Labridae, les Pomacentridae, les Serranidae, les Acanthuridae, les Chaetodontidae et les Scaridae étaient les familles les plus diversifiées. La richesse spécifique moyenne était de 70 espèces par station et l'abondance moyenne de 612 individus/100 m². Ces valeurs élevées et remarquables ont été comparées à la littérature scientifique de l'époque et ont montré que les peuplements de ces sites, malgré leur petite superficie, étaient en bonne santé et qu'ils comportaient une ichthyofaune riche en espèces et en nombre d'individus. Les auteurs ont montré que les facteurs océanographiques et géomorphologiques influençaient la structure des peuplements des deux bancs. Une circulation océanique favorable à des enrichissements localisés en sels nutritifs des eaux de surface (Benny, 2002), une bonne couverture en corail et un autorecrutement important associé à un recrutement régional, permettent de conserver une biodiversité élevée à Geyser et à Zélée (Durville *et*

⁸ Lorsque la fonction de réponse est concave, l'abondance du stock diminue d'abord rapidement, puis de manière de plus en plus lente et tend asymptotiquement vers zéro. La capture des « derniers poissons » suppose un effort de pêche infini ; le stock est dit robuste (Gascuel D., Forest A., Biseau A., Chassot E. (2006). Dynamique des populations marines exploitées. *Envam*. 275p.)

al., 2003). Ces travaux constituent la première étude quantitative sur l'ichtyofaune de la zone et correspond aujourd'hui encore au seul point de référence disponible (probablement déjà affecté par l'exploitation des bancs qui a commencé dans les années 1990). Il a permis de décrire et d'analyser les principales caractéristiques des peuplements, richesse spécifique et abondance, ainsi que leur structure trophique. Sur la base de ces travaux et de ceux d'Allen et Werner (2002), relatifs au développement d'un indice de richesse spécifique théorique, Wickel et al. (2014) estimaient la richesse spécifique totale du banc du Geysier à 433 espèces. La densité des carnivores et notamment de l'espèce *Lutjanus bohar*, ciblée par les pêcheurs, reste faible (0,8 ind/100m²), ce qui pourrait soit être un signe précurseur de l'impact d'une exploitation commencée dans les années 1990 ou encore à un biais d'estimation lié au comportement nocturne de certaines espèces carnivores. D'un point de vue trophique, il y a une forte proportion des planctonophages sur la pente externe des récifs du fait des enrichissements en sels nutritifs des eaux de surface et d'une dominance importante du phytoplancton (Chabanet *et al.*, 2002).

En mai 1997, un suivi supplémentaire fut réalisé afin de compléter la description des peuplements et de comparer les données obtenues par rapport à 1996, pour tenter d'évaluer l'impact de l'exploitation halieutique sur les peuplements de poissons pendant une année (Tessier *et al.*, 1997). Au total, 17 stations ont été échantillonnées par comptage UVC entre 10 et 20 m de profondeur. Deux méthodes ont été utilisées, des comptages sur transect de 50 x 5 m, pour l'ensemble du peuplement et des comptages sur transect de 10 x 200 m, pour les espèces commerciales (*Lutjanus bohar*, *Lutjanus gibbus*, *Variola louti*, *Plectropomus laevis*). Des données de recouvrement benthiques ont permis de mettre en évidence les grands faciès du banc du Geysier, les pentes externes et internes, le lagon et les herbiers. Un total de 314 espèces de poissons appartenant à 44 familles a été recensé. A l'exception de quelques familles, les auteurs proposent qu'entre 1996 et 1997, la tendance générale est à la diminution de la densité, avec une moyenne globale passant de 613 à 398 ind/100m². C'est notamment le cas pour *Lutjanus bohar* (1,2 à 0,2 ind/100m²) et pour *Plectropomus laevis* (0,3 à 0,1 ind/100m²), soit des densités du même ordre ou inférieures à des zones exploitées du lagon de Mayotte. Toutefois les relevés ont montré que la structure trophique du banc du Geysier était en bonne santé comparativement à des valeurs observées dans d'autres régions du monde, grâce à la dominance des grands prédateurs et des carnivores.

En 2006, 10 ans après la première étude, une évaluation des ressources halieutiques a été effectuée, afin d'évaluer l'impact de l'exploitation humaine et de proposer des mesures de gestion efficaces pour la préservation des sites et de leurs ressources (Chabanet *et al.*, 2007). Au total, 11 stations réparties entre les pentes externes, internes et terrasses du banc du Geysier, ont été choisies. Le banc de la Zélée n'a pas été inventorié. Une étude additionnelle des peuplements benthiques mobiles et sessiles a été réalisée, afin d'avoir une évaluation des peuplements présents sur le site, une description géomorphologique des stations étudiées, ainsi qu'une description des biocénoses et du substrat (couverture corallienne, espèces dominantes, proportion de sable et de débris). Les résultats montrent que la richesse spécifique est stable, 310 espèces ont été recensées avec 50 familles représentées. En cumulant les données de 1996 et 2006, 355 espèces ont été observées sur le banc du Geysier. Les auteurs estiment que la richesse spécifique avoisinerait les 450 espèces de poissons (entre 0 et 20 m). Aucune différence majeure n'est observée sur la richesse spécifique, résultat qui va dans le sens d'une grande stabilité temporelle des

peuplements au niveau spécifique. Toutefois les analyses des données quantitatives montrent une évolution des peuplements. La densité moyenne a été évaluée à 412,2 individus/100m², soit une baisse de 30 % par rapport à la première étude. Les abondances de certaines familles commerciales telles que les Serranidae (*Cephalopolis argus*, *C. spiloparaea*, *C. urodeta*), les Lutjanidae (*Lutjanus bohar*), les Lethrinidae (*Monotaxis grandoculis*) les Mullidae, les Labridae, les Scaridae (*Scarus frenatus*) et les Acanthuridae suivent cette tendance. D'autres espèces indicatrices de la bonne santé du milieu comme les Chaetodontidae ont une densité qui évolue négativement. Ces auteurs concluent que l'augmentation de l'effort de pêche sur le banc du Geysier a pour conséquence la baisse de la densité sur la zone d'étude. De plus, ce facteur pourrait être aggravé par le passage du cyclone GAFILO en 2004, provoquant la chute de la couverture corallienne et donc par conséquent, de certaines espèces vivant en relation étroite avec le milieu comme les Chaetodontidae. Une méthode de comptage complémentaire telle que les points fixes a été effectuée pour évaluer l'abondance et la biomasse des 11 familles ciblées par les pêcheurs et comparer les données aux sites de Mayotte. Les données acquises par cette méthode semblent montrer que l'abondance et la biomasse moyenne de ces familles sont plus importantes sur le banc du Geysier que dans le lagon de Mayotte, mais aucune étude statistique n'a été utilisée pour comparer ces variations. 138 individus/point de comptage sur Geysier et 108 individus/point sur Mayotte et des biomasses de 195 et 100g/m², respectivement.

En analysant l'évolution de la densité de certaines espèces dans l'étude comparative 1996-2006, une tendance à la hausse a été observée pour quelques espèces de Serranidae (*Aethaloperca rogoa* et *Cephalopolis miniata*), de Lutjanidae (*Lutjanus kasmira*, *L. gibbus*, *Aprion virescens*) et de Lethrinidae (*Gnathodentex aureolineatus*). Une étude des peuplements en 2016, soit 20 ans après l'état initial va permettre d'affirmer ou d'infirmer les tendances observées sur les bancs et sur certaines espèces. Une approche spécifique et comparative doit être effectuée.

3 PRESENTATION DES RESULTATS

3.1 RAPPEL DES OBJECTIFS SPECIFIQUES

Un écosystème est constitué d'un habitat (le biotope), de ses êtres vivants (la biocénose) et de toutes les interactions entre ces derniers. Ces trois entités sont interdépendantes et chaque changement de l'une entraîne des répercussions, parfois subtiles, mais fondamentales dans les autres. Ainsi, il est possible d'utiliser des métriques dans chacune de ces trois entités pour caractériser l'évolution des écosystèmes ou les différences qui existent entre elles. Dans le cadre d'un récif corallien, un indice de biotope peut être la structure tridimensionnelle du milieu, créée par le corail et potentiellement mesurée par des métriques de rugosité. Pour ce qui est de la biocénose, la quantification se fait par exemple via des estimations de recouvrement du substrat en organismes vivants ou via la quantification du nombre d'organismes vivants par espèce. Ces différentes métriques, tels que des indices de diversité, permettent de relater les variations. En revanche, une entité qui est souvent oubliée dans les études d'impact est celle des interactions au sein de l'écosystème. Pourtant, de nombreuses métriques existent également pour celle-ci, comme l'utilisation de traits fonctionnels chez les poissons. En revanche, il est fondamental de comprendre qu'à l'heure actuelle, il n'existe pas de métrique simple, capable de décrire précisément l'état de changement ou de productivité d'un écosystème, ni sa capacité de résistance ou de résilience aux changements. Une combinaison de métriques répondant à une ou plusieurs question(s) particulière(s) est nécessaire pour comprendre ces phénomènes. Cette étude, se focalisera entre autre sur des métriques associées à la composition du substrat (notamment sa couverture corallienne) et à l'ichtyofaune. En effet, les coraux sont réputés pour être des animaux sensibles aux variations de l'environnement et sont responsables de la construction du biotope récifal. Par conséquent, ils sont un très bon proxy pour suivre les changements au cœur de l'écosystème récifal. Les poissons eux, sont omniprésents dans les habitats ou les interactions écosystémiques du milieu marin, et sont donc également un proxy intéressant pour quantifier non seulement les changements qui s'opèrent au sein des habitats d'un écosystème, mais surtout pour mieux comprendre l'état de fonctionnement de cet écosystème (productivité, résilience...). Ce projet se focalise donc sur trois axes qui sont (1) une cartographie des habitats des trois bancs (Geyser, Zélée et Iris) et une évaluation de la couverture corallienne vivante comme proxy de l'état de santé du banc de Geysier, (2) une description et une analyse des structures des assemblages de poissons, selon leur habitat, ainsi que les variations fonctionnelles entre assemblages, au cours du temps et (3) une évaluation d'indices d'abondance structurés en taille, des principaux stocks exploités. Ces trois axes principaux de recherche répondent aux objectifs contractuels suivants :

- Une **cartographie**, incluant les couches SIG, des bancs récifaux des principaux habitats des bancs du Geysier, de l'Iris et si possible de la Zélée ;
- Une **évaluation des peuplements ichtyologiques** à partir d'indicateurs écosystémiques, fonctionnels et halieutiques, en plongée (UVC) et par vidéo ainsi que les incertitudes associées à ces estimations ;
- Un **diagnostic** sur l'état des peuplements des communautés benthiques ;

Présentation des résultats

- Des renseignements sur la **bancarisation** des résultats (liens et accès vers les bases de données renseignées) ;
- Toutes les **données de base nécessaires à la gestion** ;
- Une **méthodologie de suivi** des peuplements ichthyologiques sur chacun des bancs optimisant les coûts et les moyens à mettre en œuvre et incluant :
 - une stratégie de **formation** pour les agents concernés des parcs naturels marins de Mayotte et des Glorieuses et des TAAF
 - la présentation d'un réseau cohérent et pérenne de **stations de suivi** (cartes et coordonnées)
 - la définition d'**indicateurs** populationnels clairement identifiables et mesurables ainsi que les protocoles de collectes de données associés ;
- Des **recommandations de gestion** découlant de ces premiers résultats et qui seront par la suite, à construire en collaboration avec les gestionnaires.

3.2 CARTOGRAPHIE DES HABITATS

3.2.1 ETAT DES LIEUX DES CONNAISSANCES DES BIOCENOSSES MARINES DES BANCS

La connaissance des fonds marins et la caractérisation des habitats sont des éléments essentiels pour la mise en place de mesures de gestion adaptées (Andréfouët *et al.*, 2003 ; Andréfouët *et al.*, 2004). En effet des variables environnementales abiotiques et biotiques influencent les structures spatiales et temporelles des assemblages de poissons dans les milieux coralliens. Comprendre l'influence de ces facteurs sur l'écosystème d'un site donné est indispensable dans le cadre d'une politique de gestion et de conservation des ressources halieutiques. La cartographie des biocénoses marines est un outil permettant de caractériser chaque habitat, de définir la superficie recouverte par les communautés récifales à un instant t. Un suivi cartographique permet d'évaluer les changements des surfaces coralliennes dans le temps (Palandro *et al.*, 2003), suite à des perturbations environnementales telles que le blanchissement (Andréfouët *et al.*, 2002 ; Pennober & Borius, 2010) ou les cyclones (De'ath *et al.*, 2012). Cet outil permet également de suivre les évolutions et la résilience des communautés soumises aux pressions anthropiques (Legrand, 2010) à une échelle géographique définie.

Afin de mieux comprendre la structure et le fonctionnement des communautés ichthyologiques, une connaissance plus approfondie de leur habitat est nécessaire. Depuis de nombreuses années, les relations entre les communautés de poissons, les variables environnementales et la structure des habitats ont largement été étudiées. Mais d'autres facteurs ont un rôle important sur les assemblages :

- **La profondeur** structure les assemblages de poissons notamment au niveau de leurs diversités et leurs abondances (Luckhurst & Luckhurst, 1978 ; McGehee, 1994 ; Friedlander & Parrish, 1998 ; Lara & Gonzalez, 1998 ; Srinivasan, 2003), la diversité diminuant dans les zones les plus profondes.
- **La diversité des habitats** (Brokovich *et al.*, 2006 ; Grober-Dunsmore *et al.*, 2007) et la **proximité des nurseries** (zones d'herbier) (Mumby *et al.*, 2004 ; Nagelkerken & Faunce, 2008) ont une influence sur les communautés de poissons.

Présentation des résultats

- **La nature des habitats** (Chabanet *et al.*, 1997 ; Grober-Dunsmore *et al.*, 2008) et **leurs surfaces** (Molles, 1948 ; Grober-Dunsmore *et al.*, 2007 ; Hattori & Shibuno, 2015) sont des facteurs structurant les assemblages de poissons.
- **La complexité structurale et la topographie** ont des effets très significatifs sur l'abondance et la diversité (Carpenter *et al.*, 1981 ; Roberts & Ormond, 1987 ; Öhman & Rajasuriya, 1998 ; Gratwicke & Speight, 2005b ; a ; Pittman *et al.*, 2007 ; Purkis *et al.*, 2008 ; Wedding *et al.*, 2008 ; Walker *et al.*, 2009), car ils jouent un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes (Hoechstetter *et al.*, 2008).
- La diversité ichtyologique est également influencée par **la distance au rivage, la proximité des rivières et la proximité des passes** dans les atolls (Friedlander & Parrish, 1998 ; Lecchini *et al.*, 2003 ; Brokovich *et al.*, 2006).
- D'autres études démontrent que la qualité du milieu se répercute sur l'habitat et les populations de poissons, notamment par **l'enrichissement des eaux en nutriments** (Fabricius *et al.*, 2005 ; Fabricius, 2005).
- **La bonne santé des récifs coralliens**, caractérisée par un fort recouvrement et une diversité élevée, est corrélée positivement à la richesse et l'abondance des espèces de poissons (Carpenter *et al.*, 1981 ; Bell & Galzin, 1984 ; Sano *et al.*, 1987 ; Bell & Galzin, 1988 ; Jones *et al.*, 2004 ; Sano, 2004). Ainsi la structure des peuplements de poissons est influencée par l'état de santé des communautés coralliennes (Letourneur, 1996 ; Friedlander & Parrish, 1998 ; Sano, 2004 ; Rousseau, 2010). Les espèces peuvent être affectées par des changements d'habitat et de disponibilité alimentaire (Chabanet *et al.*, 1995).
- Enfin les zones géomorphologiques par leurs structures, leurs profondeurs et **leurs expositions à la houle et aux vagues**, influencent la biodiversité benthique et ichtyologique (Chabanet *et al.*, 1997 ; Lecchini *et al.*, 2003 ; Andréfouët & Guzman, 2005).

Ainsi, la structure des assemblages de poissons est expliquée par des facteurs environnementaux physiques et biologiques, de nombreuses fois étudiés, mais aussi par l'échelle spatiale considérée (Pittman *et al.*, 2004 ; Kendall, 2005 ; Mellin *et al.*, 2009). Mieux comprendre la répartition spatiale des habitats et des facteurs qui les structurent est indispensable pour cartographier les hotspots de biodiversité benthique et halieutique. La cartographie de l'habitat et donc la caractérisation des communautés, est une condition préalable à l'évaluation de l'état des ressources ichtyologiques (Garza-Pérez *et al.*, 2004). Si l'on considère l'existence d'une relation entre la diversité des peuplements et la surface des habitats (relation Aire – Richesse spécifique), estimer la surface relative des différents habitats permet d'adapter ensuite le protocole d'étude des peuplements de poissons avec un échantillonnage représentatif sur l'ensemble des récifs, dans le but *in fine*, d'obtenir des indicateurs robustes.

Les bancs du Geyser de la Zélée et de l'Iris n'ont encore fait l'objet d'aucune cartographie fine. Certaines stations ont été échantillonnées et les peuplements benthiques sont suivis depuis plusieurs années dans

Présentation des résultats

le cadre de l'Observatoire des Récifs Coralliens (Dinhut *et al.*, 2008) et des suivis de 2006 (Chabanet *et al.*, 2007). D'autres campagnes ont été réalisées pour les inventaires Znieff (PARETO & ARVAM, 2015). Ces campagnes ont montré que la couverture corallienne des *Acropora* sur certaines stations avait chuté (de 72 % en 2002 à 45 % en 2005) et que la couverture algale avait augmenté du fait du passage du cyclone Galifo en 2004. Une cartographie des grandes structures géomorphologiques a été réalisée dans le cadre du projet *Millennium Coral Reef Mapping* initié en 2001 à l'*Institute for Marine Remote Sensing - University of South Florida* (IMaRS/USF) et repris depuis 2004 par l'*Institut de Recherche pour le Développement* (IRD) à Nouméa. Ce programme basé sur de l'imagerie multispectrale (Landsat) a permis de cartographier à une petite échelle les couronnes d'atoll des bancs du Geyser et de la Zélée et les platiers ennoyés profonds du banc de l'Iris.

Dans le cadre du projet du Xe FED régional portant sur l'étude des peuplements halieutique des bancs de Geyser, de la Zélée et de l'Iris et afin de mieux comprendre les assemblages de poissons en fonction des habitats rencontrés, une cartographie fine des habitats a été réalisée.

3.2.2 METHODOLOGIE

La cartographie des grands habitats des bancs du Geyser, de la Zélée et de l'Iris a été réalisée en deux temps. Tout d'abord une pré-cartographie a été élaborée à partir d'images satellites et aériennes, et de données bathymétriques. Dans le cadre d'EPICURE, des points vérités terrain ont été positionnés dans les grandes zones géomorphologiques et dans les zones d'incertitudes (habitats difficilement caractérisables sur les images aériennes), afin d'échantillonner par des observations directes l'ensemble des habitats identifiés sur la pré-cartographie. Dans un second temps, les résultats de ces vérités terrain ont été exploités dans le but d'élaborer une cartographie fine des habitats rencontrés et de déterminer les surfaces associées.

3.2.2.1 Moyens d'acquisitions

De nombreux programmes de recensement des habitats marins ont été initiés sur l'ensemble du globe afin de définir des typologies communément admises ; parmi eux, des programmes nationaux TIT biodiversité Ifremer, les ZNIEFF marines, la directive Natura 2000, DCSMM ou des conventions internationales (OSPAR, Barcelone). Définir une typologie et cartographier les récifs coralliens afin d'obtenir une couverture surfacique des communautés benthiques nécessite plusieurs outils d'acquisition et de méthodes. Cette dernière doit être assez précise pour répondre aux besoins des gestionnaires et des scientifiques.

Plusieurs techniques peuvent être utilisées pour réaliser la cartographie des habitats telles que l'exploitation de données acoustiques ou aériennes. Le développement des technologies cartographiques des fonds marins de ces deux dernières décennies permettent de générer des cartes d'habitats benthiques fines, dérivées d'une combinaison d'éléments qui comprennent à la fois la structure, la dimension physique, ainsi que les caractéristiques biologiques d'espèces considérées (Diaz *et al.*, 2004).

Présentation des résultats

L'utilisation des moyens de télédétection haute résolution que ce soit par images satellites (Andréfouët *et al.*, 2003 ; Andréfouët & Guzman, 2005 ; Purkis & Riegl, 2005 ; Purkis *et al.*, 2008 ; Mellin *et al.*, 2009), par photos aériennes hyperspectrales (Joyce *et al.*, 2013), ou par laser LIDAR (Brock *et al.*, 2006 ; Walker *et al.*, 2008; Collin *et al.*, 2011 ; Costa *et al.*, 2014), ont permis de produire des cartes géomorphologiques des récifs à échelle spatiale globale ou régionale dans des zones jusqu'alors inaccessibles par des moyens classiques.

3.2.2.1.1 Télédétection, photographies aériennes et images satellites

La télédétection est une méthode de mesure à distance qui intègre l'observation, l'acquisition et l'interprétation d'images, qui sont obtenues à partir de capteurs montés sur des plateformes aéroportées ou spatiales (Bonn & Rochon, 1992). Cette méthode est utilisée pour l'observation de la terre depuis plus de 40 ans (Andréfouët *et al.*, 2002).

Les photographies aériennes sont bien adaptées pour identifier l'étendue spatiale et la distribution des habitats dans la zone photique, entre la surface et 2m de fond pour les eaux estuariennes et 30 m de profondeur pour les eaux claires (Finkbeiner *et al.*, 2001). Cette technique, à haute résolution spatiale, est couramment utilisée pour cartographier les herbiers (Phinn *et al.*, 2008 ; Lyons *et al.*, 2011 ; Pu *et al.*, 2012), les structures récifales (Andréfouët *et al.*, 2003 ; Andréfouët *et al.*, 2004 ; Andréfouët *et al.*, 2009 ; CARHAMB'AR, 2013 ; Nicet *et al.*, 2015 ; Teixeira *et al.*, 2016), les phénomènes de blanchissement (Pennober & Borius, 2010) ou les changements des communautés récifales (Scopélitis *et al.*, 2009). Avant d'être exploitées, les photographies aériennes doivent être orthorectifiées (orthophotographies), c'est à dire corrigées des déformations géométriques liées à la prise de vue et géoréférencées, elles sont alors superposables à une carte et intégrables dans un SIG. Les prises de vues aériennes, à partir de plateformes légères et à basse altitude, permettent de produire des images à très haute résolution spatiale (de l'ordre de quelques centimètres à décimètres).

Le premier satellite ayant permis l'étude des récifs coralliens a été lancé par la NASA en 1978 (Andréfouët *et al.*, 2000). Aujourd'hui, les satellites d'observation de la terre tels IKONOS, SPOT6/7, LANDSAT 7/8, Pleiades ont une résolution qui varie de quelques dizaines de centimètres à plus de 30 m. Les images satellitaires permettent notamment de caractériser les structures des récifs, la diversité des habitats, les variations bathymétriques, la production primaire et de surveiller des communautés (Andréfouët *et al.*, 2002 ; Xu & Zhao, 2014). Les différentes entités constitutives des habitats marins réfléchissent le rayonnement électromagnétique de manière différenciée selon les longueurs d'ondes, c'est ce signal qui est capté par télédétection. Le spectre lumineux engendré varie en fonction de la nature (végétaux, coraux, sable, roche etc.), la taille, la forme, la texture et l'activité biologique des différentes entités. Chaque type de fond a ainsi des caractéristiques spectrales originales qui permettent de les discriminer, de nombreuses fois étudiées (Andréfouët *et al.*, 2001 ; Hochberg *et al.*, 2003 ; Mouquet & Quod, 2010).

Les images de télédétection multispectrales sont obtenues par l'enregistrement du rayonnement optique dans un petit nombre (en général <10) de bandes spectrales sur une gamme s'étendant de

Présentation des résultats

l'ultraviolet au proche infrarouge. La combinaison de ces bandes spectrales dans une image en pseudo-couleurs RVB (rouge / vert / bleu) permet d'identifier les différentes structures présentes pour la réalisation des cartographies d'habitats benthiques. De nombreux secteurs récifaux dans le monde ont déjà fait l'objet de cette technique de cartographique comme en Guadeloupe (Chauvaud *et al.*, 2001), au Honduras (Mishra *et al.*, 2006), en Nouvelle Calédonie (Andréfouët & Torres-Pullizza, 2004), dans le Pacifique (Andréfouët & Dirberg, 2006) et au niveau de l'Océan Indien (Andréfouët *et al.*, 2009).

Plusieurs images satellites différentes ont été exploitées pour la présente étude. Tout d'abord, le travail de pré-cartographie des grandes structures géomorphologiques de niveau N4 des trois bancs a été réalisé à partir des cartes des structures géomorphologiques de niveau N3 produites par Andréfouët *et al.* (2009) dans la cadre du projet Millennium Coral Reef Mapping (Figure 6). Ces cartes ont été réalisées à partir d'images multispectrales acquises entre 1999 et 2003 par le capteur Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) à bord du satellite Landsat 7, d'une résolution de 30 m.

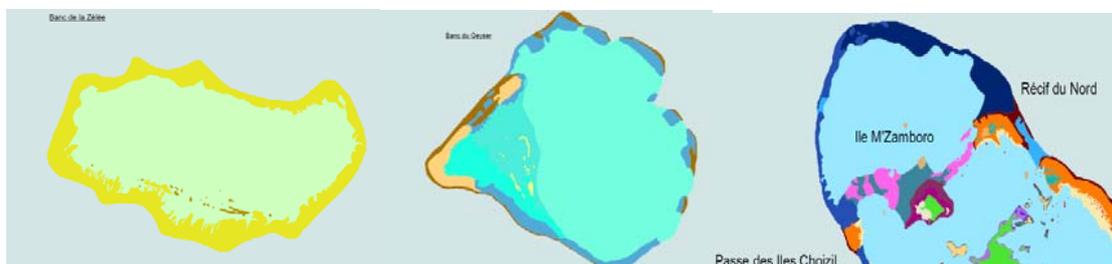


Figure 6 : Cartographie des unités géomorphologiques de niveau 3 du banc de la Zélee, Geyser et Iris (extrait de Atlas des récifs coralliens de l'océan Indien Ouest et Central, Andréfouët *et al.*, 2009)

Sur le banc de l'Iris, une image acquise par SPOT 7 en avril 2016 "SRD GEOSUD / IRD, Irstea, IGN" a été utilisée pour réaliser la cartographie des habitats. La composition colorée RVB présentée ci-dessous (Figure 7) a une résolution de 6 m en mode multi-spectral.

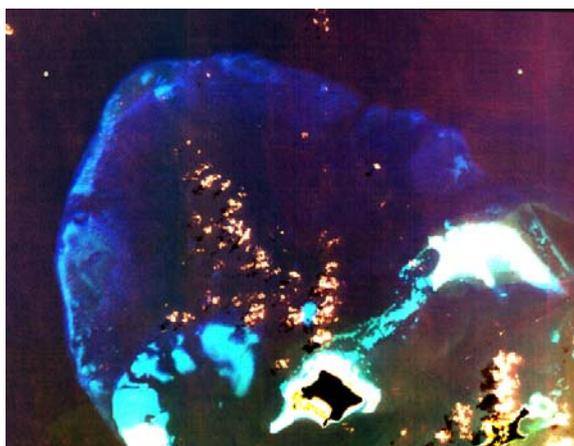


Figure 7 : Image SPOT 7 du banc d'Iris (nord-ouest de Mayotte) Etirement des contrastes faisant ressortir les habitats profonds.

3.2.2.1.2 Imagerie hyperspectrale

Une image de télédétection hyperspectrale est une image constituée de bandes spectrales réalisant un découpage continu et régulier du rayonnement optique. Le spectre lumineux est ainsi échantillonné dans de nombreuses bandes (plusieurs dizaines) étroites et contiguës sur une gamme de longueurs d'ondes s'étendant de l'ultraviolet au proche infrarouge (typiquement de 400 à 1000 nm). Les objets ou structures présentes sur les images n'absorbent pas tous de la même manière la lumière solaire incidente. L'absorption se fait à des longueurs d'ondes préférentielles, ce qui a pour conséquence de structurer la réflectance mesurée (part réémise ou réfléchi, de la lumière incidente) selon un profil spécifique (Ropert *et al.*, 2016). Chaque type d'objet ou de structure, possède ainsi une "signature spectrale" qui lui est propre. Il est ainsi possible d'identifier des objets et de mesurer leurs propriétés optiques mais aussi physiques. L'analyse des images permet d'obtenir de nombreuses informations grâce aux variations de réflectance mesurées sur les pixels. Les différents habitats benthiques peuvent ainsi être identifiés, localisés, et cartographiés grâce au géoréférencement de toutes ces informations. Au niveau de la zone d'étude, les données aériennes ont été acquises lors des campagnes Litto3D® Océan Indien (2009-2010). Les images ont été enregistrées par un capteur Hypspec VNIR-1600, opérant dans une gamme spectrale comprise entre 400 et 1 000 nm, sur 160 bandes spectrales, avec une résolution spatiale au sol de 2 m (Mouquet *et al.*, 2014). Sur les bancs de Geyser et Zelée, les données hyperspectrales ont été exploitées selon la méthodologie développée sur la Réunion dans le cadre du projet *Spectrhabent-OI* (2012). Ce projet visait à développer des méthodes de traitement automatisées des données hyperspectrales et Lidar, dans le but de réaliser des cartographies d'habitats des îles françaises de l'océan Indien. Une librairie spectrale de référence des différents types de nature de fonds rencontrés dans les habitats récifaux avait été préalablement établie (Mouquet & Quod, 2010) et complétée par les données d'autres projets réalisés par l'Ifremer et ses partenaires (DEAL Réunion, UBO, Office de l'Eau Réunion, ...), notamment dans le cadre de HYScores (Ropert *et al.*, 2016). Les résultats ont permis de définir et de suivre des états de santé des récifs coralliens (Mumby *et al.*, 2004 ; Bajjouk *et al.*, 2013 ; Joyce *et al.*, 2013 ; Ropert *et al.*, 2016). Les images hyperspectrales ont ainsi été traitées et corrigées des effets de la colonne d'eau selon une méthodologie basée sur l'équation d'atténuation du signal simplifiée du modèle de Lee (1998) in (Bajjouk *et al.*, 2013). Ce traitement permet de générer des images en pseudo-couleur des fonds marins jusqu'à plus de 30 m de profondeur (Figure 8), révélant ainsi finement l'ensemble des structures récifales.

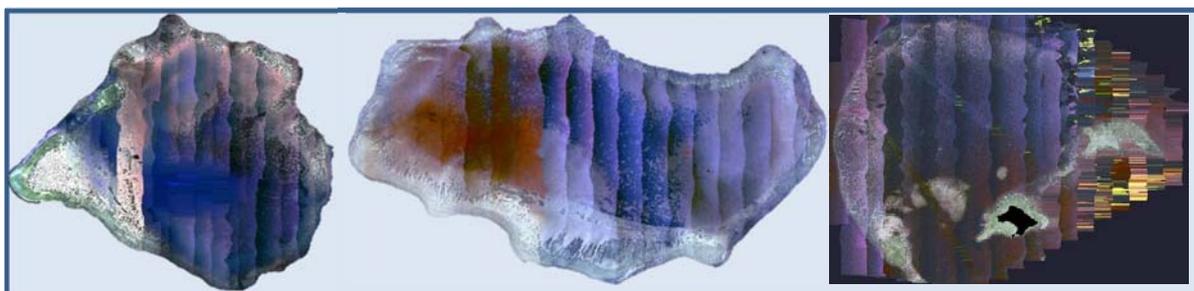


Figure 8 : Images hyperspectrales du banc du Geyser, de la Zélee et de l'Iris après traitement de la colonne d'eau via les scripts « SPECTRABENT » (IGN/SHOM/AAMP (Litto3D Océan Indien, 2009-2010))

3.2.2.1.3 Imagerie LIDAR par plateforme aéroportée - Litto3D®

Certains facteurs liés à la présence d'eau limitent l'utilisation des images de télédétection en milieu récifal : l'hétérogénéité des substrats, la bathymétrie, la turbidité et les conditions météorologiques (état de la mer, couverture nuageuse) peuvent altérer le cheminement du rayonnement lumineux et diminuer ainsi fortement sa pénétration dans la colonne d'eau, réduisant alors la part de signal informatif atteignant le capteur. De ce fait, le couplage avec d'autres systèmes de télédétection comme le Lidar (émission active d'un faisceau laser dont le rayon réfléchi est enregistré par un capteur), permet d'atteindre des profondeurs plus importantes et de mesurer finement la bathymétrie des fonds récifaux (par l'élaboration d'un modèle numérique de terrain).

Le Modèle Numérique de Terrain (MNT) généré à partir des données bathymétriques acquises par le LIDAR est géo-référencé grâce aux systèmes de positionnement par satellite (GPS) et d'une résolution de 1 m (Figure 9). Les données LIDAR permettent d'appréhender les paramètres géomorphologiques grâce aux relevés bathymétriques. C'est une technique de télédétection active qui traite la lumière émise et réfléchi. Une partie de la lumière est diffusée ou absorbée par l'environnement et l'autre partie est rétrodiffusée dans la direction de la source de rayonnement (l'infrarouge est rétrodiffusé par la surface de la mer et le faisceau vert à 532 nm traverse l'interface air-eau, puis est réfléchi par le fond). La profondeur de l'eau est déterminée par le temps écoulé entre ces deux événements.

Les données LIDAR sont de plus en plus utilisées en milieu récifal. Plusieurs métriques ont été élaborés pour quantifier les complexes structuraux et les habitats de surfaces très variables à partir des données LIDAR (profondeur, écart-type de la profondeur, rugosité, pente, inclinaison de la pente, plan de courbure, dimension fractal ...). Ils sont calculés à l'aide d'analyses spatiales sur SIG (Brock *et al.*, 2006 ; Pittman *et al.*, 2009).

Dans le cadre de Litto3D® menées en 2009 - 2010, des campagnes aériennes de levés bathymétriques Lidar ont systématiquement été associées aux acquisitions des images hyperspectrales.

Les modèles numériques de terrain élaborés nous ont permis dans cette étude d'identifier les structures géomorphologiques de niveau N5 grâce à la résolution de 1 m des données. Ainsi, les images suivantes montrent que les paramètres géomorphologiques étaient facilement identifiables (Figure 9).

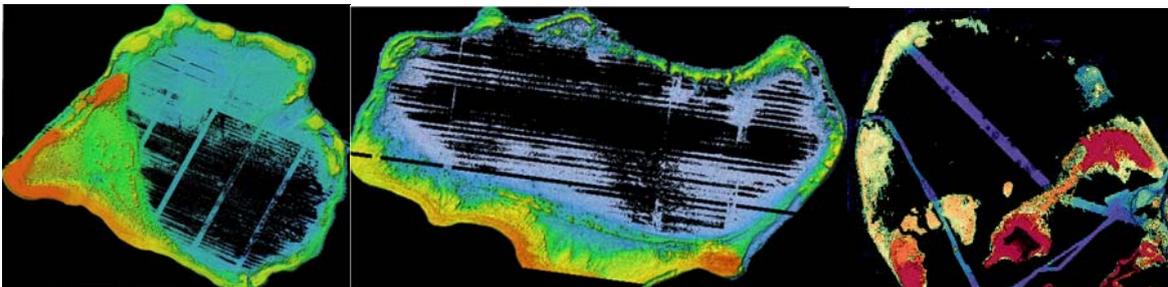


Figure 9 : Modèles numériques de terrain du banc du Geysier, de la Zéléé et de l'Iris après traitement de l'ombrage sous SIG.

Toutefois, le nombre limité de paramètres et la résolution de ces outils ne permettent pas une définition des habitats ou des groupes fonctionnels à des niveaux plus fins (Franklin *et al.*, 2013). La gamme de profondeur captée par ces outils est de l'ordre de 0 à 30 m, ce qui est limitant pour cartographier les zones plus profondes. Les vérifications terrain sont donc indispensables pour nous fournir des informations au niveau de précision taxonomique plus élevé, et au-delà des limites du capteur.

3.2.2.2 Typologie d'habitat

Le manque d'harmonisation et de hiérarchisation des typologies d'habitats aux niveaux français et européen nous ont conduit à utiliser plusieurs ouvrages existants en milieu récifal pour réaliser une pré-cartographie des habitats marins des trois bancs (Battistini *et al.*, 1975 ; Andréfouët *et al.*, 2006 ; Andréfouët *et al.*, 2009 ; Grellier *et al.*, 2012 ; Nicet *et al.*, 2015).

En effet, même si des guides de réalisation de cartes d'habitats en milieu récifal ont été récemment élaborés (Nicet *et al.*, 2015), que le Service du Patrimoine Naturel travaille également sur la formalisation et la bancarisation des différentes typologies d'habitats, que le Centre Thématique Européen sur la Diversité Biologique (CTE/DB) a développé un système d'information de classification des habitats EUNIS, il n'existe encore aucun ouvrage international référencé pour la cartographie des milieux récifaux communément admis par les experts internationaux.

Pour réaliser une cartographie, plusieurs thématiques doivent être intégrées pour définir un habitat. Un habitat doit comprendre un niveau géomorphologique, un niveau benthique et architectural et enfin, un niveau taxonomique pour décrire les espèces structurantes (Andréfouët & Dirberg, 2006). Il peut également intégrer une notion de recouvrement des espèces (Nicet *et al.*, 2015). Les études récentes sur la typologie des récifs coralliens concernent le Pacifique Sud (Grellier *et al.*, 2011), l'île Europa (Grellier *et al.*, 2012) et l'océan Indien Ouest (Andréfouët *et al.*, 2009). Ces études se sont basées sur la typologie « Millennium Coral Reef Mapping Project MCRMP » d'Andréfouët *et al.*, (2006), les éléments de terminologie récifale de l'Indopacifique de Battistini *et al.* (1975) et la classification Eunis de Davies *et al.* de (2004). La présente étude intégrera la typologie « Millenium » et les éléments de terminologie récifale Indopacifique (Battistini *et al.*, 1975). Ces typologies sont également reprises dans le guide IFRECOR pour élaborer des cartes d'habitats marins à partir des données de télédétection (Nicet *et al.*, 2015).

3.2.2.2.1 Typologie Millennium

La typologie « Millennium Coral Reef Mapping Project » (MCRMP) a été initiée en 2001 à l'*Institute for Marine Remote Sensing* d'University of South Florida (IMaRS/USF) pour réaliser une couverture exhaustive des récifs coralliens de la planète en utilisant l'imagerie satellitaire à haute résolution (30 m) de Landsat 7. Le projet se poursuit depuis 2003 à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) à Nouméa. 966 unités géomorphologiques ont été classées à partir de l'analyse de 1500 images satellitaires.

Présentation des résultats

Cette étude disponible en ligne sur le site de l'IRD⁹ a été utilisée pour servir de base à notre interprétation et à la classification des structures récifales des trois bancs étudiés (Andréfouët *et al.*, 2006; Andréfouët, 2011). Une structure hiérarchique à plusieurs niveaux a été élaborée par Andréfouët *et al.*, (2006) (*cf.* Figure 6).

- Au sommet de l'arbre hiérarchique, le niveau 1 sépare les récifs continentaux des récifs océaniques.
- Le niveau 2 distingue les grands complexes récifaux : atolls, bancs récifaux, atolls surélevés, complexes récifaux d'îles, massifs coralliens, récifs frangeants et récifs barrières.
- Le niveau 3 intègre les complexes récifaux qui se décomposent en blocs de sous-unités géomorphologiques fonctionnelles : lagons, bancs ennoyés, récifs frangeants d'île, récifs barrières d'île lagon, pentes externes, pentes internes, etc.
- Le niveau 4 comprend les unités géomorphologiques plus détaillées comme les passes, les platiers, les pinacles, les terrasses, les chenaux, les lagons subdivisés en fonction de leur profondeur qui vont constituer les niveaux inférieurs. Le Niveau 4 tout seul ne permet pas de différencier un « platier récifal » d'atoll, d'un « platier récifal » de récif-barrière. Pour faire cette distinction, il faut croiser l'information des différents niveaux (un *platier infratidal (N4)*, de *couronne (N3)*, d'*atoll (N2)*, *océanique (N1)*).
- Le niveau 5 est obtenu en combinant les informations des niveaux 1 à 4, qui intègre le travail de Battistini *et al.*, (1975) et peut également renseigner les peuplements structurants dominants (ex : massifs (N5) de passe (N4) de couronne (N3) d'atoll (N2) océanique (N1)).

Les cartographies réalisées représentent les niveaux N4 et N5, les autres niveaux étant renseignés dans la table attributaire des couches SIG.

La classification des typologies énumérées ci-dessus est inhérente à la résolution des outils de télédétection, limitée à environ 30 m de profondeur. Une cartographie fine a pu être réalisée à partir des images hyperspectrales acquises à haute résolution spatiale (2 m), prétraitées à l'aide des chaînes de traitement développées lors des différents projets hyperspectraux à la Réunion (2009 - 2016). Les différentes typologies employées sont présentées en Annexe 1.3.

3.2.2.2.2 Terminologies de Battistini

L'ouvrage de Battistini *et al.* (1975) comprend une analyse détaillée des morphologies des formations récifales présentes dans les régions de l'Indopacifique. Les structures des récifs coralliens de l'ouest de Madagascar, de certaines îles du canal de Mozambique, de l'archipel des Comores et des Mascareignes, de Mayotte, de la Grande Barrière d'Australie et de certains récifs au niveau de l'océan Pacifique (Nouvelle-Calédonie et Polynésie française) ont été étudiées, permettant de classer près de 125 éléments morphologiques des récifs coralliens.

⁹ <http://www.coreus.ird.fr/index.php/home/ressources/mcrmp/millennium-outr-mer-francais/millennium-outr-mer-francais-downloads#formblock1399>

Présentation des résultats

Ces structures récifales types sont caractérisées par un niveau de description supérieur à celui de la typologie Millenium. Elles ont été utilisées dans les typologies de Niveau 5 (cf. annexe 1.3).

3.2.2.3 *Caractérisation des peuplements*

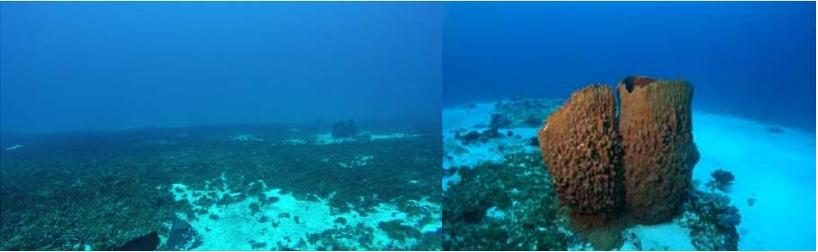
La caractérisation de l'habitat corallien a été réalisée et adaptée selon le protocole mis en place par IFREMER sur le programme AMBIO (Pelletier *et al.*, 2015), basé sur la méthode paysagère du MSA (Clua *et al.*, 2006) ; sur la classification de recouvrement des coraux de Wickel et Thomassin (2005); sur l'identification des morphologies des coraux de Faure *et al.*, (2008). Pour chaque station, l'habitat a été décrit et les paramètres biotiques et abiotiques sont évalués en pourcentage. La topographie, la complexité, le recouvrement en substrat, la couverture corallienne vivante, les formes dominantes du corail vivant, le recouvrement en herbier, le recouvrement algal, ainsi que la présence d'espèces remarquables ont été relevés. Les paramètres et leurs cotations sont expliqués dans le tableau de bord suivant (Tableau 2).

Présentation des résultats

Tableau 2 : Synthèse des paramètres environnementaux (photos issues des différentes missions du programme EPICURE).

Structure géomorphologie:	
Fournit une première indication sur l'environnement physique du récif :	Platier, pente interne ou externe, crête, passe, terrasse, lagon, lagon enclavé chenal
Classes des biocénoses en fonction des communautés, organismes et substrats dominants	
<p>Communauté corallienne : La couverture corallienne est dominante sur substrat dur corallien ou rocheux. Elle peut être constituée d'une association de coraux, éponges et gorgones. La distinction entre le corail mort et vivant doit être effectuée, ainsi que le % de recouvrement avec le substrat. Si possible, la taille approximative des colonies et le genre dominant doivent être indiqués.</p>	
<p>Herbier de phanérogames marines : Association plus ou moins dense de phanérogames marines. Préciser si mixte et le % de recouvrement de chaque espèce.</p>	
<p>Communauté mixte : Peuplements de coraux en association avec d'autres substrats. Si le substrat corallien est inférieur à 50 % de recouvrement, il est classé dans cette catégorie.</p>	

Présentation des résultats

<p>Communauté algale : Association d'algues sur substrats variables. Communauté de spongiaires et de gorgonaires : Association de gorgones et de spongiaires sur substrat dur ou meuble.</p>	
<p>Communauté de fonds meubles nus : Association clairsemée d'algues, de phanérogames et d'échinodermes sur les dépressions de sables détritiques.</p>	
<p>Communauté de fonds meubles + débris : Plaine sableuse avec débris et petites constructions coralliennes.</p>	
<p>Topographie</p>	<p>Mesure la différence de hauteur (h : différence de relief maximale sur le secteur sur échelle de 1 à 5).</p>

Complexité

Echelle allant de 1 à 5 représentant la quantité et la diversité des creux, trous, cavités, refuges et niches écologiques. La rugosité (variations de la hauteur des organismes) joue aussi un rôle dans la complexité.

- 1 : absence de complexité
- 2 : faible (présence de débris et pousse de corail)
- 3 : moyenne
- 4 : fort (récif corallien riche)
- 5 : exceptionnel (site « pristine »)

Dans le cas d'un herbier, la complexité peut atteindre une valeur de 2 pour une structure dense et haute. Une valeur de complexité de 3 peut être exceptionnellement attribuée à un herbier si ce dernier est parsemé de structures coralliennes augmentant la diversité de ses refuges.

Substrat abiotique**La classification sédiment/substrat est renseignée**

Il permet de différencier les sédiments meubles et le substrat dur (meuble, dur, mixte).

Nom	Définition
SUBSTRAT_DUR	Faciès composé uniquement de corail dur vivant ou mort.
SUBSTRAT_MEUBLE	Faciès composé de sable et/ou de débris
SUBSTRAT_MIXTE	Faciès mixte composé de sable/débris, corail/algue)

Ensuite, le substrat est quantifié et décrit en % de recouvrement :

- Substrat meuble (sable, vase)
- Sable grossier
- Débris de coraux et petits blocs (<30cm)
- Corail dur (mort ou vivant)
- Dalle (La dalle est une ancienne structure corallienne très érodée servant de substrat aux nouvelles colonies. La catégorie corail dur comprend des colonies vivantes et des colonies mortes).

Le % de turf, de macroalgue, de corail mous, d'éponge sur le substrat qui recouvre le substrat est également évalué.

Présentation des résultats

Recouvrement corallien	
<p>Le pourcentage de corail vivant est évalué sur l'ensemble du corail dur. A titre d'indicatif des classes ont été élaborées pour aider les observateurs. Le % en coraux mous, en macroalgue, en turf, la présence d'algue calcaire type coraline et enfin les éponges sont également évaluées. L'ensemble est ramené sur 100 %.</p>	
<p>Cotation 1 : 0 à 10 % de coraux vivants.</p> <p>Il s'agit de zones « cimetières », complètement dégradées, où ne subsistent que quelques rares colonies coralliennes isolées par du substrat mort.</p>	
<p>Cotation 2 : entre 10 et 30 % de coraux vivants.</p> <p>Quelques colonies coralliennes (adultes ou recrues) vivantes au milieu des débris ou de substrats anciens. Il s'agit soit de peuplements en phase de dégradation (envasement, ...), soit en phase de restructuration (recrues coralliennes sur ancien substrat corallien mort).</p>	
<p>Cotation 3 : entre 30 et 50 % de coraux vivants.</p> <p>Colonies vivantes plus denses, mais toujours isolées par des zones de substrat nu. Les algues calcaires en lames les recouvrent fréquemment. Les alcyonaires (coraux mous) peuvent y être abondants et diversifiés.</p>	

Présentation des résultats

Cotation 4 : entre 50 et 75 % de coraux vivants.

Mélange de coraux durs et de coraux mous ou d'éponges, et coraux morts quasi absents. Il subsiste quelques zones de substrat non colonisé.



Cotation 5 : plus de 75 % de coraux vivants.

Le peuplement est constitué uniquement de coraux durs et il est diversifié (colonies multi-spécifiques).



Forme du corail

Encroutant



Massif



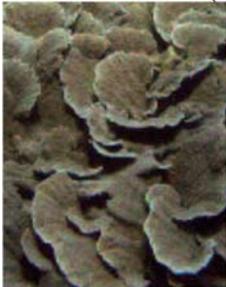
Submassif



En coupe



Présentation des résultats

Digité		Branchu		Tabulaire		Coraux de feu	
Foliaire		En colonne		Libre			

Etat de santé Echelle d'évaluation de l'état de santé des communautés benthiques récifales (Bouchon *et al.*, 2004).

Classe 1	Excellent	Communauté corallienne en excellent état de santé. Pas de signe de nécrose sur les coraux, peuplement végétal constitué par un gazon algal.
Classe 2	Bon état de santé	Coraux sans signes importants de nécrose. Apparition de macro-algues molles dans le peuplement végétal et/ou envasement discret des fonds.
Classe 3	Dégradé	Coraux présentant des nécroses importantes. Peuplement algal dominé par des macro-algues molles et/ou envasement important des fonds. (mixte de mort et vivant)
Classe 4	Très dégradé	La majorité des coraux sont morts. Les fonds sont envahis par des macro-algues molles et/ou envasés

L'état de santé des autres communautés a été également renseigné. Par exemple un faciès composé essentiellement de substrats sableux peut être évalué en bonne santé si aucun signe d'eutrophisation n'est constaté.

Présentation des résultats

Herbier					
Recouvrement	<p style="text-align: center;">Surface recouverte par les herbiers sur la zone d'étude. A titre d'information des nouvelles études évaluent la fragmentation de l'herbier.</p> <div style="text-align: center;"> </div> <p style="text-align: center;">Le recouvrement est subdivisé en 2 catégories de hauteur. Herbier court (<20 cm) et haut (>20 cm)</p>				
Densité	Elle est évaluée en % en fonction de l'observation du substrat nu ou non dans les patches.				
	<5%	5 à 25 %	25-50 %	50-75 %	>75 %
Epiphyte	Le recouvrement de l'herbier par des algues épiphytes ou bryzoaire (organismes se développant et vivant sur les feuilles) et par du sédiment est renseigné selon un code de 1 à 3, lorsque les conditions de visibilité permettent cette observation.				
	0 (observation impossible)	- 1 (absence)	- 2 (faible recouvrement)	- 3 (fort recouvrement)	
	<p>Si possible observer si des algues sont présentes dans les herbiers. Le recouvrement en algues est renseigné en pourcentage de la surface totale observée. Ce taux de recouvrement est ensuite subdivisé en 3 catégories :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Algues hautes (>10cm) - Algues rases (turf) - Autres algues 				
Espèces remarquables	La présence d'espèces particulières sur l'analyse vidéo est renseignée				

3.2.2.4 Méthode de pré-cartographie

Cette étape consiste à identifier des unités récifales visibles sur les images aériennes hyperspectrales (Figure 10), les images satellitaires multispectrales et les données aériennes LIDAR (Figure 11). Ces entités sont détournées et vectorisées à partir de logiciels de SIG et de traitement d'images (Figure 12). Les images des fonds permettent d'identifier les grandes structures grâce aux brusques variations colorimétriques (Figure 10). Par exemple, un platier érodé recouvert de débris ou sable sera beaucoup plus clair qu'un platier avec une forte couverture corallienne. Les zones d'herbiers denses sont également très sombres sur les images. Néanmoins, les images ne mettent pas en valeur les grandes unités géomorphologiques telles que la pente externe, la pente interne ou les cuvettes de platier. Pour mieux cartographier ces unités, l'exploitation du modèle numérique de terrain en 3D permet de mettre en évidence la topographie fine et les zones de relief (Figure 11).

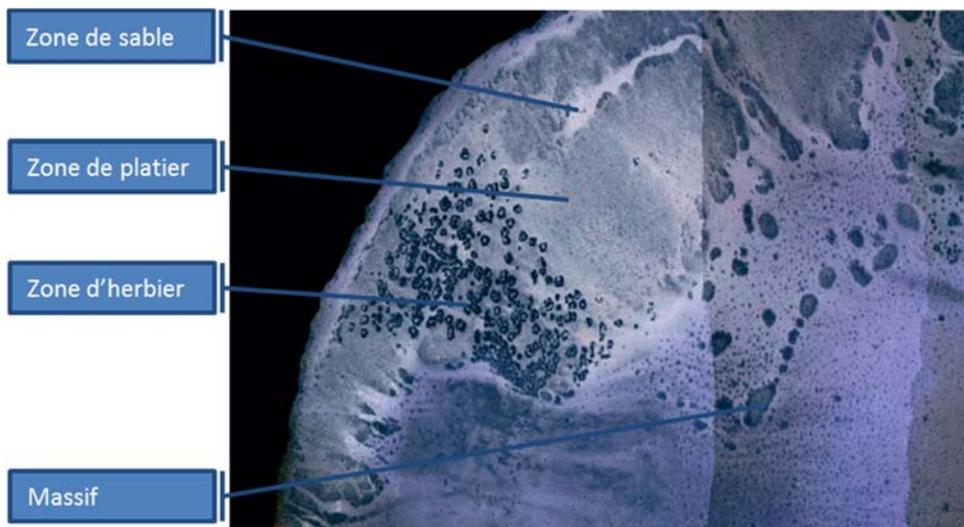


Figure 10 : Exemple de photo-interprétation de l'image hyperspectrale du nord-est du Geysier.

Présentation des résultats

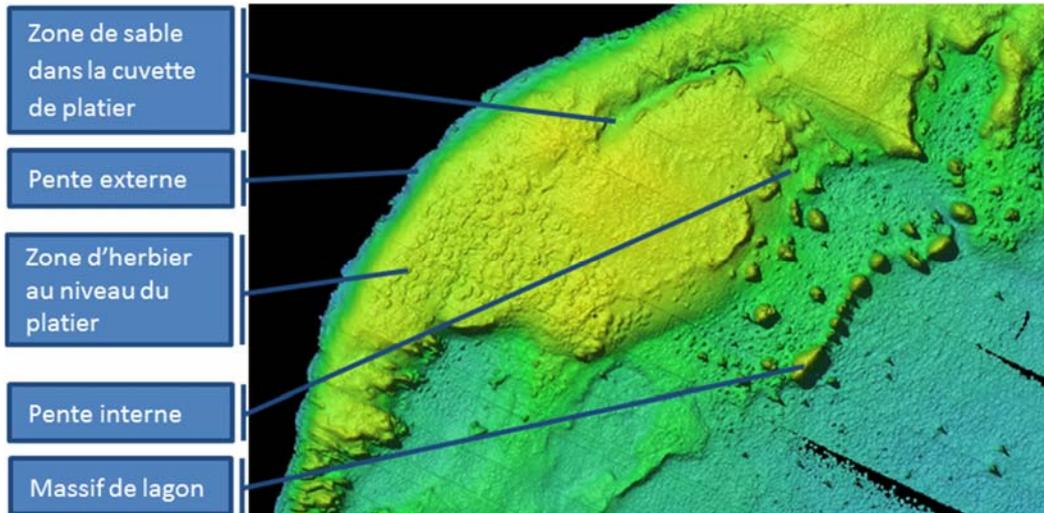


Figure 11 : Interprétation du Modèle Numérique de Terrain du nord-est du banc du Geysier.

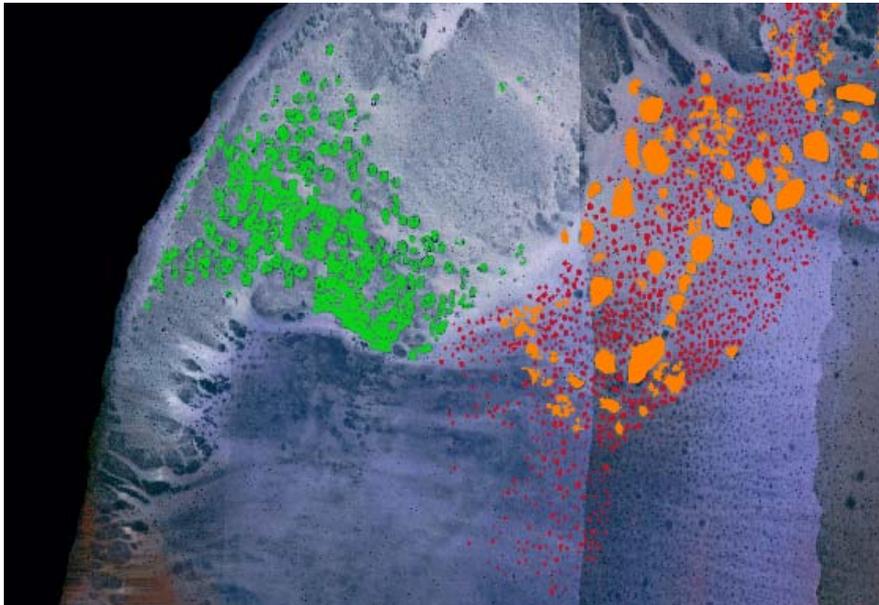


Figure 12 : Début de vectorisation des habitats du nord-est du Geysier

3.2.2.5 Moyens logistiques

Seule une synthèse de la méthodologie est présentée dans ce rapport. Les détails protocolaires des travaux sont fournis dans le rapport de campagne cartographique¹⁰.

Les campagnes cartographiques ont eu lieu du 4 au 15 novembre 2015 pour les bancs du Geysier et de la Zélée, et de novembre à décembre 2016 pour le banc d'Iris. La première mission a eu lieu à bord du

¹⁰ L'ensemble des rapports de mission du Projet EPICURE est consultable par simple demande auprès des TAAF.

Présentation des résultats

navire l'Antsiva avec 9 scientifiques et 4 membres d'équipage. Trois annexes ont été mises à disposition pour réaliser les missions de terrain.

La cartographie du banc d'Iris a eu lieu à partir de l'embarcation du CUFR. Les sorties ont été réalisées épisodiquement durant les mois de novembre-décembre 2016.

3.2.2.6 Stratégie et méthodologie d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage était stratifié de manière à couvrir les bancs et identifier les zones d'incertitude de la pré-cartographie. Trois méthodes ont été réalisées *in-situ*.

Méthode vidéo : Des relevés vidéo avec des caméras GoPro® disposées en rosette ont été réalisés jusqu'à des profondeurs de 70 m. Le système est constitué de quatre caméras GoPro® fixées sur une plateforme, à 90° les unes des autres et lestées de façon à assurer le maintien de l'orientation des caméras dans la colonne d'eau. Les vidéos des quatre caméras étaient par la suite attribuées à chacune des stations. En parallèle, sur une des deux annexes, un ordinateur portable étanche était équipé du logiciel ARCGIS avec la cartographie des habitats prédéfinis. Il était relié avec un GPS en mode Bluetooth qui permettait d'incrémenter en direct la position du bateau et donc les habitats observés. Cela a permis d'ajuster au jour le jour les points de vérification terrain en fonction des conditions de mer et du rendement des autres équipes.

Méthode Apnée : L'équipe était formée de trois apnéistes (deux personnes dans l'eau, un plongeur sécu et un pilote). Ils se sont concentrés sur les zones de faible et moyenne profondeur (25 m maximum), dont le fond était visible depuis la surface. Cette méthode de vérification a permis de collecter un grand nombre d'informations (observation directe, photos...) sur les zones peu profondes des écosystèmes récifaux qui abritent généralement les plus grandes diversités biologiques. Les vérités terrain ont suivis un plan d'échantillonnage préalablement établi. Les observateurs se positionnaient aux coordonnées GPS prédéfinies, et un observateur s'immergeait pour prendre des photos de l'environnement et décrire l'habitat (espèces benthiques dominantes) sur 360° autour du point de référence. Cette technique a permis de qualifier rapidement chaque site. Le deuxième observateur surveillait le premier depuis la surface. Ces derniers échangeaient leur rôle pour le point suivant. Dans les conditions optimales, 20 immersions étaient possibles par jour. Un scooter sous-marin a également été utilisé dans les conditions de fort courant et lors de la prospection de zones de plus grandes surfaces. Cet outil s'est avéré très efficace pour la rapidité des opérations et la sécurité des apnéistes.

Méthode STAVIRO : 2 caméras rotatives autonomes ont été utilisées pour enregistrer des images des habitats rencontrés. Elles étaient immergées pour des durées de 3 minutes, afin d'obtenir des images à 360° de l'habitat. Les couvertures biotiques et abiotiques ont été caractérisées via un post-traitement. La structure récifale est codifiée et définie selon son état de santé.

3.2.3 RESULTATS

3.2.3.1 Banc du Geysier

3.2.3.1.1 Stations d'échantillonnage

Au total **42 habitats** ont pu être cartographiés grâce à 534 points vérité terrain (422 en caméra et 112 en apnée) sur 268 km² (Figure 13).

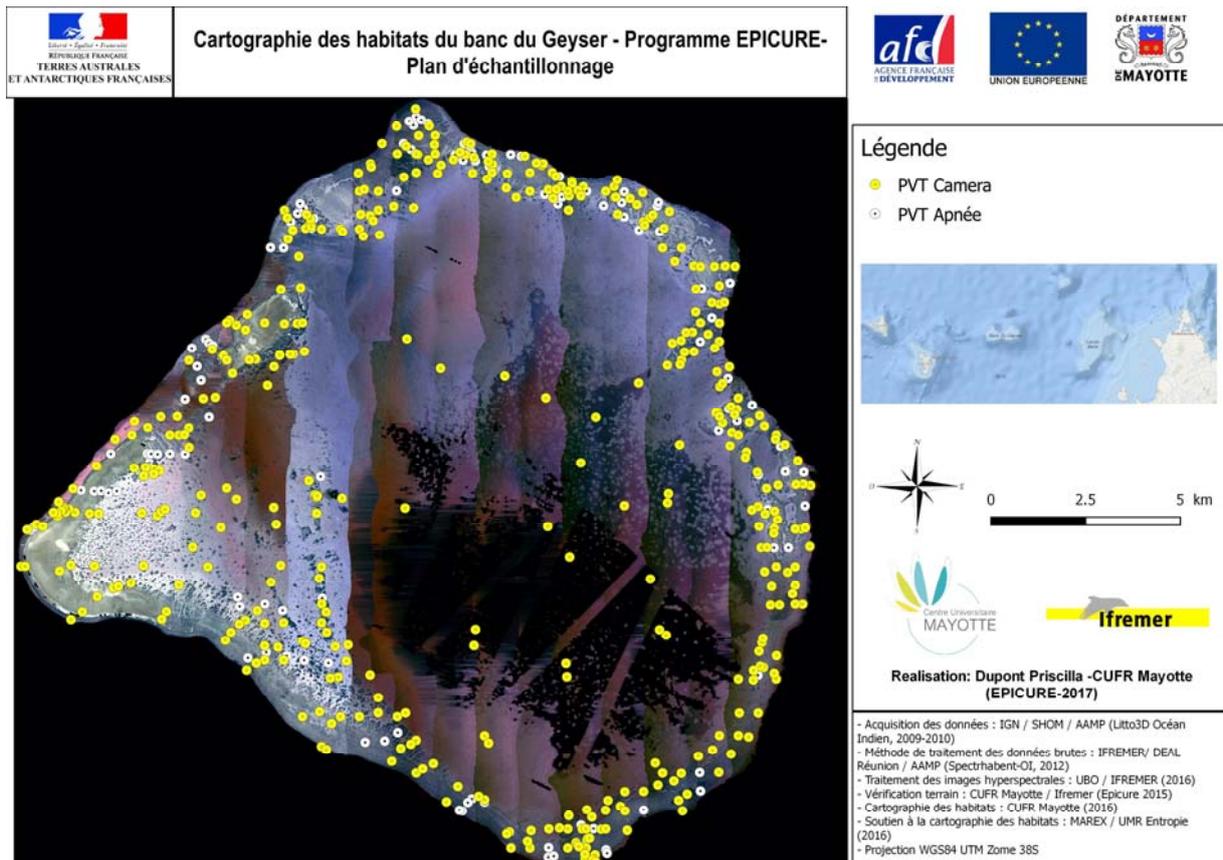


Figure 13 : Géolocalisation des points vérités terrain pour la cartographie des habitats du banc du Geysier.

3.2.3.1.2 Cartographie des habitats marins

Le lagon du Geysier et le platier recouvrent respectivement plus de 207,7 km² et 40 km². Il se décompose en plusieurs structures géomorphologiques (platier infratidal, profond et ennoyé) du fait de la profondeur qui augmente à l'est et au sud du banc.

Présentation des résultats

Tableau 3 : Surface (en km² et en pourcentage) des 11 structures géomorphologiques du banc du Geysier.

Structures géomorphologiques	Surface en km ²	Surface en %
Lagon intermédiaire 15-30m	49,8	18,6
Lagon peu profond 5-15m	9,1	3,4
Lagon profond	148,7	55,5
Passe	2,1	0,8
Pente externe	12,9	4,88
Pente interne	5,4	2,1
Platier émergé	7,6	2,9
Platier infratidal	16,9	6,39
Platier infratidal ennoyé	4,4	1,69
Platier infratidal profond	6,8	2,59
Platier infratidal/Alignements transversaux	4,3	1,6

Pour caractériser les habitats du banc du Geysier à une échelle fine, deux données sont à prendre en considération : les données surfaciques des habitats de niveau N5 créées à partir de la cartographie et les pourcentages de recouvrement des biocénoses rencontrées sur les stations d'échantillonnage ramenés sur 100 %.

Pour les habitats de niveau 5 (données surfaciques jointes en Annexe 1.1), le banc du Geysier est composé à 51,4 % de sable, 25,7 % de lagon recouvert d'algue du genre *Halimeda*, 14,7 % de couronne d'atoll, constituée par du substrat dur, 7,6 % de massifs et de pâtés et moins de 1 % d'herbiers.

Tableau 4 : Surfaces synthétisées par grand type d'habitat du banc du Geysier (proportion des habitats cartographiés) Dans la catégorie sable est considéré également tous les débris et le sable grossier observés sur les platiers.

	Herbier	Massifs /pâtés	Dalle/Platier/Colonies coralliennes	Sable	Algueraie
surface (km ²)	1,75	20,45	39,28	137,81	68,73
% de la surface totale du banc	0,7	7,6	14,7	51,4	25,7

Les vérités terrain et l'analyse fine des habitats de niveau N5 ont permis de mettre en évidence une différence d'habitat en fonction de l'orientation géographique du banc et de l'exposition à la houle.

Si l'on s'intéresse aux superficies des différentes unités géomorphologiques N5, **le nord et l'est du platier infratidal** (Figure 14) sont composés d'un platier recouvert de colonies coralliennes (12,2 km², 71,7 %), d'éperons et sillons (1,92 km², 11,4 %) et d'herbiers (1,63 km², 9,6 %). L'analyse biotique des vérités terrain montre que 11,6 % de la surface est recouverte par des colonies de corail vivant et que sur

Présentation des résultats

certaines stations, les herbiers peuvent atteindre en moyenne 23,8 % de la surface échantillonnée. Les débris coralliens sont également bien représentés (15,8 %). Certaines zones sont denses en corail jusqu'à 33,9 % de couverture. Globalement, le platier dans ce secteur se situe entre 10 et 15 m de fond.



Figure 14 : Zones d'herbier et de colonies coralliennes sur le platier infratidal © Priscilla Dupont et Julien Wickel

Au sud-est et au sud, d'après les stations d'échantillonnage, le platier plus profond ennoyé (Figure 15), (entre 15 et 25 m de profondeur) se compose d'une mosaïque d'habitats avec une majorité de substrat meuble alternant avec des zones de colonies coralliennes éparées (17,24 %), de coraux mous, d'algues et de patches isolés d'herbiers (11,8 %). Les données surfaciques de la cartographie montrent que 3,93 km² d'épandage détritique recouvre 89,8 % du platier infratidal et que les massifs et les pâtés totalisent 7,6 % de la surface (0,3 km²).

Présentation des résultats



Figure 15 : Le platier profond ennoyé à l'est de Geyser © Priscilla Dupont et Julien Wickel

Dans le **même secteur sud, le platier infratidal profond**, se compose de colonies coralliennes denses (4,28 km²) à très denses (0,4 km²), représentant 69,4 % de la couverture totale (Figure 16). La majorité du platier profond se situe à plus de 20 m de fond. L'analyse des vidéos sur ce secteur confirme cette forte couverture corallienne avec une moyenne de 40 % de corail vivant pouvant atteindre les 81 % sur certains secteurs. La passe sépare en deux ce platier profond et abrite un grand massif corallien recouvert sur certains secteurs par 90 % de corail vivant (Figure 16, droite). L'eau rentrant par cette passe alimente le lagon d'une eau plus riche (grâce aux upwellings), ce qui pourrait expliquer la forte couverture corallienne de cette zone. Sa profondeur importante, réduisant son exposition aux blanchissements, peut également être un facteur favorable au bon maintien de la couverture corallienne de la zone.



Figure 16 : Massifs dans la passe Sud de Geyser (droite) et platier infratidal à forte couverture corallienne (gauche) © Julien Wickel

En remontant plus à l'est, le platier situé à 5 m de fond est soumis à l'impact de la houle et des courants façonnant le paysage (Figure 17). Ils provoquent des alignements transversaux alternant des formations

Présentation des résultats

coralliennes alignées et des couloirs sableux. La couverture corallienne y est faible (11,7 %), les débris (34,3 %) et la dalle (40,7 %) étant dominants.

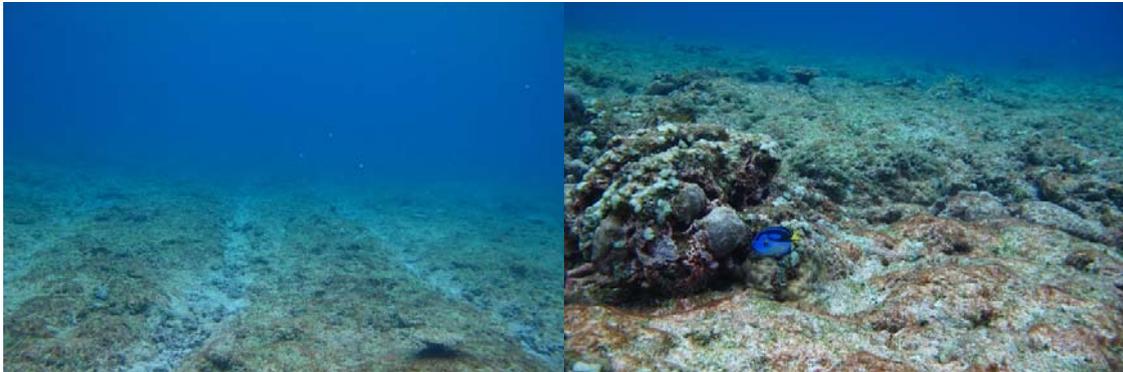


Figure 17 : Platier infratidal à petits alignements transversaux à l'ouest de Geyser (extrémité sud du fer à cheval) © Priscilla Dupont

La partie occidentale émergente du fer à cheval à l'ouest, est composée d'un platier qui émerge à marée basse (Figure 18). De ce fait, l'impact de la houle qui érode le platier de 7,6 km² laisse place à une dalle nue (34,7%), recouverte de quelques colonies coralliennes isolées et d'épandages détritiques (13,8%) avec débris (13,5 %). Toutefois, plusieurs cuvettes de platier ont été trouvées dans la zone avec une forte couverture corallienne, ce qui explique les 19 % de corail vivant dans cette zone.



Figure 18 : Platier émergé à l'extrémité ouest du fer à cheval (extrémité sud du fer à cheval) © Priscilla Dupont

Présentation des résultats

Les « **bras du fer à cheval** », forment dans les parties internes du platier (pente interne) des bourrelets alternant des éperons et sillons à corail (2,7 km², 50,5 %) et des zones sableuses (1,5 km², 27,3%) (Figure 19). L'analyse de la moyenne des recouvrements sur certaines stations montre que dans cette zone, le corail est vivant à 21,6 %, alors que le « corail dur autre » (turf macro-algue et algue calcaire) recouvre 39,6 %. Les débris sont aussi bien présents dans ce secteur (22,9 %).



Figure 19 : Pente interne en éperons et sillons du sud-ouest de Geyser © Priscilla Dupont

Au **nord-ouest, la pente interne à colonies coralliennes** (Figure 20) est essentiellement constituée de massifs coralliens (1,09km²). On retrouve en moyenne sur les stations 21,4 % de corail vivant, mais la majorité du substrat est caractérisé par du turf, des macro-algues et des algues calcaires (53,6 %), signifiant une dégradation avancée de cette zone.



Figure 20 : Pente interne de l'extrémité nord du fer à cheval après la zone d'effondrement © Julien Wickel

L'intérieur du fer à cheval est caractérisé par un lagon enclavé peu profond et intermédiaire comportant de nombreuses formations coralliennes denses (patches, massifs) (Figure 21). Le lagon peu profond est composé à 58,6 % d'épandage détritique (5,31 km²), à 35,6 % de massifs (3,23 km²) et à 5,84 % de pâtés (0,5 km²). D'un point de vue biocénotique, les pâtés sont recouverts en général à 17 % de corail vivant, 15 % pour les massifs. Ces derniers ont également une forte proportion de turf et macro-lagues (53,1 %), laissant penser à une forte mortalité du corail dans cette zone. Le même constat est effectué pour ces structures se situant dans le lagon intermédiaire entre 15 et 30m. **11846 pâtés et 1351 massifs soit 9.7**

Présentation des résultats

km² ont été cartographiés dans les zones des 15-30 m et **2 156 pâtés** dans la zone entre 5 et 15 m de fond soit moins de 1 km² de la surface totale du Geyser.



Figure 21 : Pâtés et massifs de la zone peu profonde 5-15m et intermédiaire 15-30 m présents dans le lagon © Priscilla Dupont et Julien Wickel.

Le lagon profond est recouvert pour 68,7 km², soit 46,2 % de sa surface, par une algue du genre *Halimeda*. 76,3 km² du lagon est constitué d'épandage détritique (51,3 %), et plus de **9 798 pâtés/massifs** ont été cartographiés représentant 3,7 km², soit 2,4 % de la surface (Figure 22). L'analyse des vidéos montre que ces structures sont recouvertes à plus de 40 % de corail vivant, 18 % de turf et 9 % de coraux mous.

Présentation des résultats



Figure 22 : Pâtes et massifs de la zone profonde au-delà de 30 m présents dans le lagon © Priscilla Dupont et Julien Wickel.

Les pentes externes du banc du Geyser sont extrêmement riches en diversité corallienne (Figure 23). La première marche de la pente externe qui se situe jusqu'à 40 m est composée majoritairement par des débris coralliens parsemés de massifs isolés, à l'exception de la partie sud-ouest qui est caractérisée par un tombant vertigineux. Ainsi, 69,8 % de cette première marche est recouvert de matériel détritique et 15,46 % par des massifs. Toutefois, tous ces massifs n'ont pas été cartographiés laissant supposer que leur surface doit être beaucoup plus importante. Les éperons et sillons situés à l'ouest et à l'est totalisent 1,8 km². Les analyses vidéo montrent que les éperons et sillons comptent 33 % de couverture corallienne vivante et 40 % de turf et de coraux mous. 17,8 % de corail vivant sont également présents sur les tombants.

Présentation des résultats



Figure 23 : Début de la pente externe à l'extrémité sud-ouest de Geyser - Surfaces des substrats abiotique et biotique par type d'habitat Niveau N4. © Julien Wickel.

Un résumé des différentes couvertures benthique par habitat N4 (Figure 24) et N5 (Figure 25) est situé ci-dessous.

Présentation des résultats

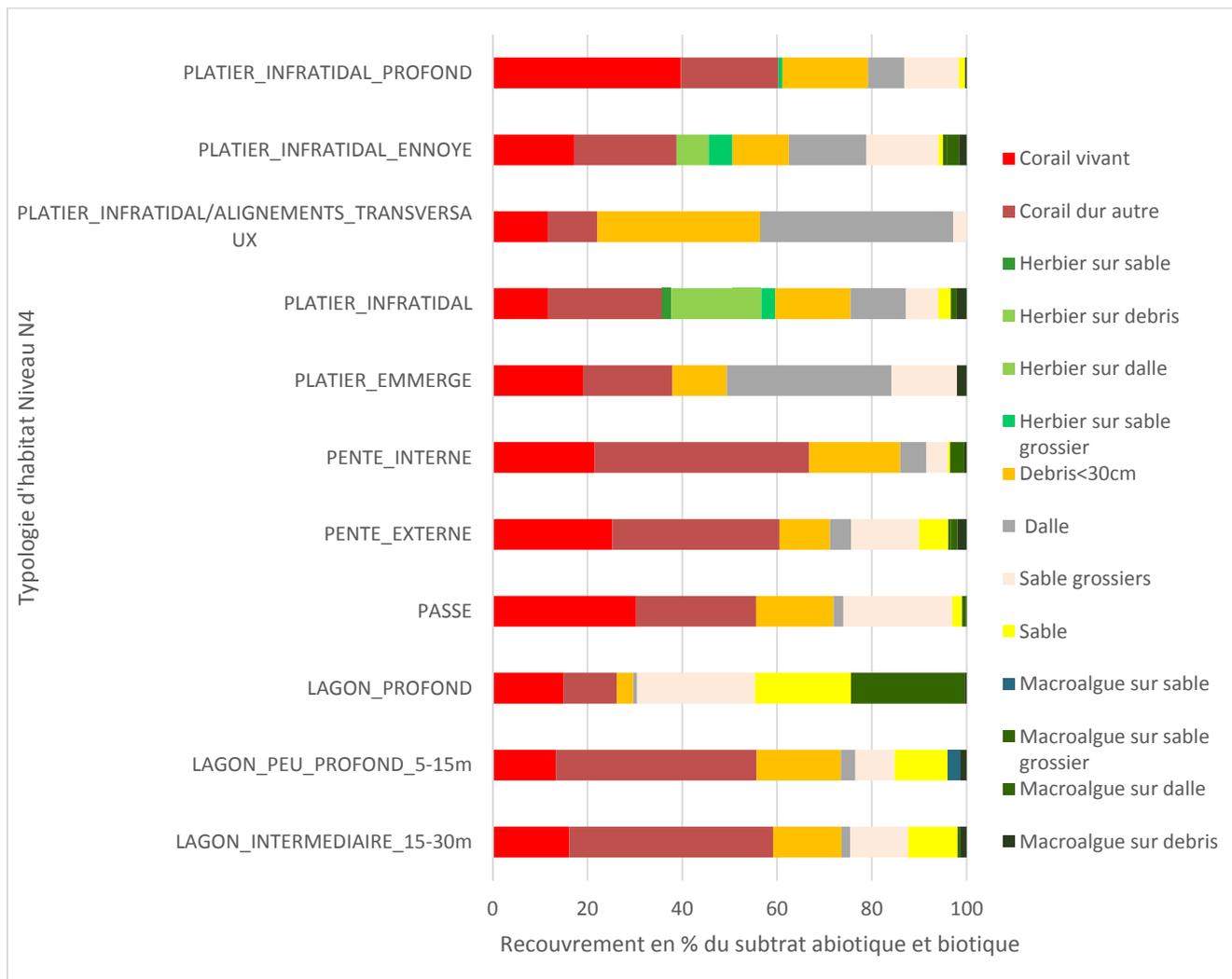


Figure 24 : Surfaces des substrats abiotiques et biotiques par type d'habitat de typologie N4 sur le banc du Geysers.

Présentation des résultats



Figure 25 : Surfaces des substrats abiotiques et biotiques par type d'habitat de typologie N5 sur le banc du Geyser.

Présentation des résultats

3.2.3.1.3 Restitution des cartes

Deux cartes ont été générées :

- Carte géomorphologique : géomorphologie de niveau N4 (Figure 26).
- Carte des habitats de niveau N5 : combinaison des informations géomorphologiques et couverture des peuplements rencontrés (Figure 27).

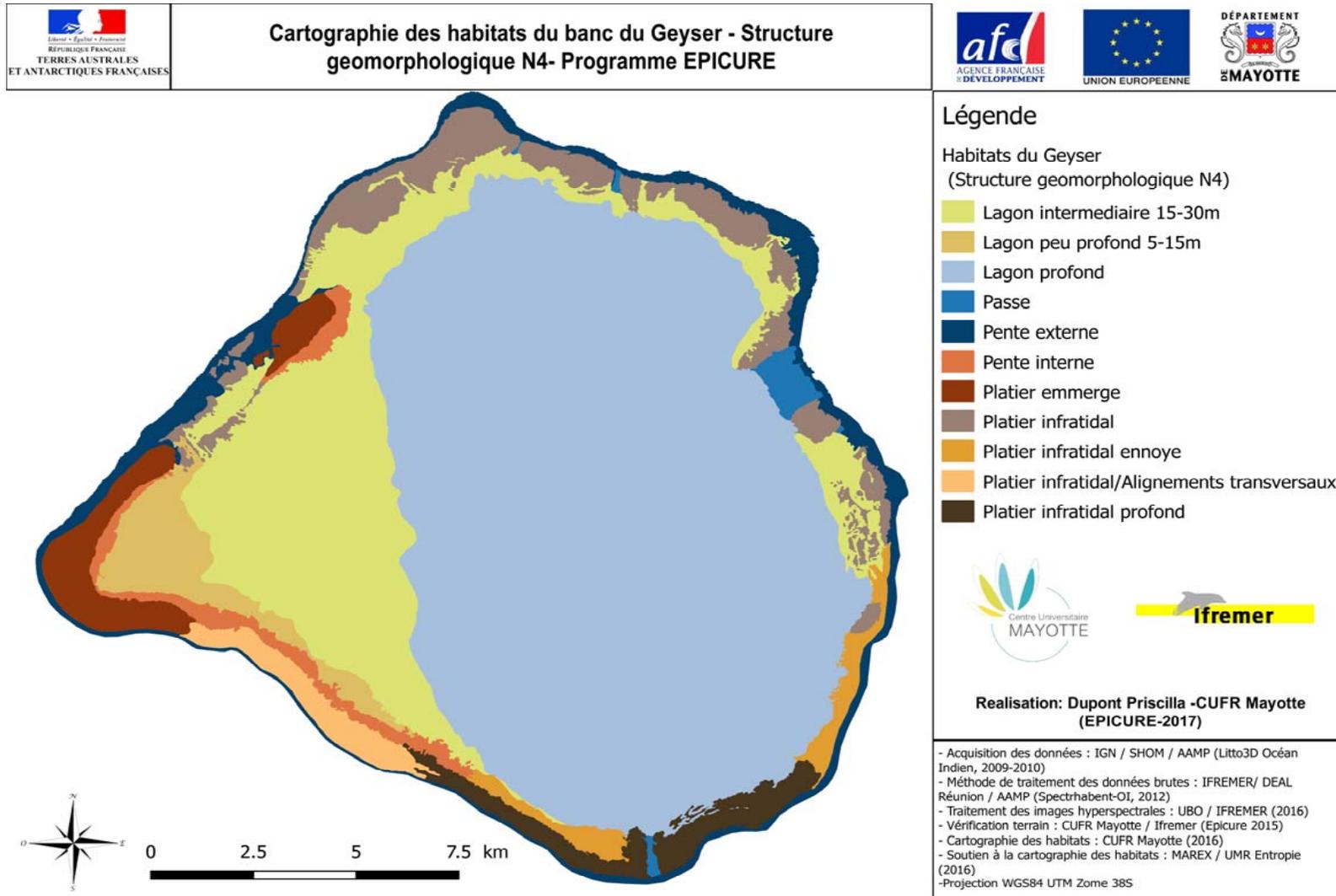
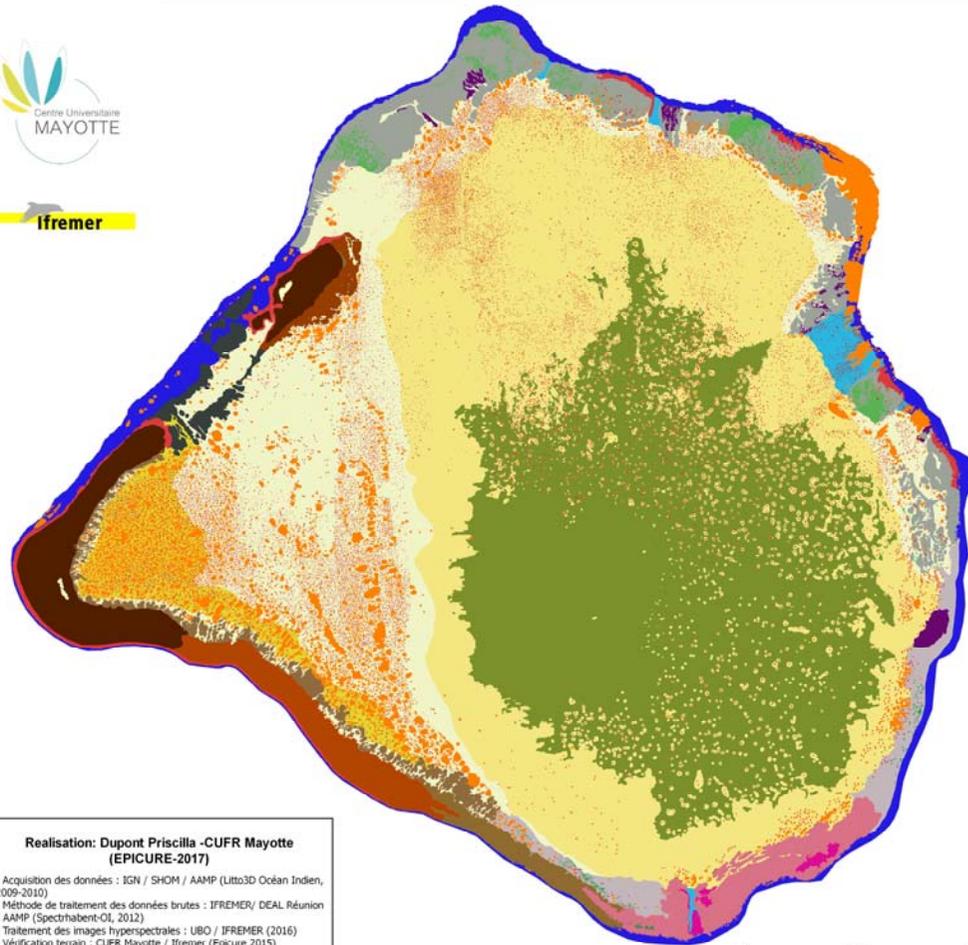


Figure 26 : Cartographie des habitats de typologie N4 du banc du Geyser.

Présentation des résultats



Cartographie des habitats du banc du Geyser - Programme EPICURE- Typologie d'habitats Niveau N5



Légende

Geyser_Habitats_2016_N5

- Lagon intermediaire 15-30m/Epandage detritique
- Lagon intermediaire 15-30m/Massifs
- Lagon intermediaire 15-30m/Pates
- Lagon peu profond 5-15m/Epandage detritique
- Lagon peu profond 5-15m/Massifs
- Lagon peu profond 5-15m/Pates
- Lagon profond/Algueraie
- Lagon profond/Epandage detritique
- Lagon profond/Massifs
- Lagon profond/Pates
- Passe/Epandage detritique
- Passe/Massifs
- Passe/Pates
- Pente externe/Epandage detritique
- Pente externe/Eperons Sillons
- Pente externe/Massifs
- Pente externe/Pates
- Pente interne/Colonies coralliennes
- Pente interne/Epandage detritique
- Pente interne/Massifs
- Pente interne/Sillons eperons
- Platier emmerge
- Platier emmerge/Cuvette/Epandage detritique
- Platier infratidal ennoye/Epandage detritique
- Platier infratidal ennoye/Massifs
- Platier infratidal ennoye/Pates
- Platier infratidal profond/Alignements transversaux/Colonies corallienne
- Platier infratidal profond/Colonies corallienne dense
- Platier infratidal/Colonies coralliennes
- Platier infratidal/Eperons sillons
- Platier infratidal profond/Fort recouvrement corallien
- Platier infratidal/Forte couverture corallienne
- Platier infratidal/Herbier
- Platier infratidal/Massifs
- Platier infratidal/Pates
- Platier infratidal/Petits alignements transversaux et epandage detritique
- Platier infratidal ennoye/Herbier
- Platier infratidal profond/Cuvette de platier/Herbier
- Passe/Massifs/Fort Recouvrement Corallien
- Platier infratidal profond/Massifs
- Platier infratidal profond/Pates

Realisation: Dupont Priscilla -CUFR Mayotte (EPICURE-2017)

- Acquisition des données : IGN / SHOM / AAMP (Lito3D Océan Indien, 2009-2010)
- Méthode de traitement des données brutes : IFREMER/ DEAL Réunion / AAMP (Spectrabent-01, 2012)
- Traitement des images hyperspectrales : UBO / IFREMER (2016)
- Vérification terrain : CUFR Mayotte / Ifremer (Epicure 2015)
- Cartographie des habitats : CUFR Mayotte (2016)
- Soutien à la cartographie des habitats : MAREX / UMR Entrepie (2016)
- Projection WGS84 UTM Zone 38S

Figure 27 : Cartographie des habitats de typologie N5 du banc du Geyser.



3.2.3.1.4 Analyses statistiques : Comparaison de deux méthodes de recensement de la structure de l'habitat (méthode précise à l'aide de quadrats et méthode à l'aide d'extrait d'images de vidéo)

La quantification de l'habitat par les méthodes vidéo énoncées plus haut, bien que complétée par une méthode standard de comptage quadrats, a été réalisée selon une approche semi-standardisée (pas de possibilité de connaître l'échelle de taille des images utilisées, car la distance au substrat était non standardisée). Pour cette raison, nous avons comparé les résultats de structure de l'habitat avec ceux obtenus par une méthode classique de comptage quadrats lors des évaluations des assemblages poissons en plongée lors de la deuxième campagne. Le but étant de savoir si nous pouvons nous reposer sur les méthodes vidéo pour caractériser de façon quantitative l'habitat.

Méthode

Pour la clarté de rédaction, nous nommerons « *station vidéo* » les stations d'observation du substrat réalisées à l'aide d'image extraite des vidéos de rosette GoPro® utilisées lors de la campagne de vérification de l'habitat ; nous nommerons « *station UVC* » les stations où l'habitat a été quantifié par une méthode de quadrats le long des transects de comptage poissons. Nous avons sélectionné un maximum de 4 stations vidéo situées au plus près des stations UVC (dans un rayon maximal compris entre 500 m et 2km pour les pâtés très éparés) et sur un même habitat, pour comparer sa structure selon la méthode UVC et vidéo. Les pourcentages de recouvrement des réplicats pour chacune des stations UVC d'un côté et des stations vidéo de l'autre, ont été moyennés pour représenter des stations comparables. Un total de 33 stations a pu être comparé de la sorte.

Pour les stations vidéo, quatre niveaux de précision ont été testés pour identifier le niveau de précision minimal nécessaire pour obtenir une information satisfaisante. Les différentes catégories de pourcentage de recouvrement testées sont recensées dans le Tableau 4.

Approche statistique

Deux approches complémentaires ont été utilisées. Une première approche pour voir si les deux méthodes donnent des quantifications d'habitats similaires et une seconde, qui permet de voir si ces dernières permettent de discriminer aussi bien les habitats.

Pour la première analyse, les deux jeux de données ont été chacun transformés en matrice de dissimilarité entre stations, selon un indice de Bray-Curtis (pour donner plus d'importance aux recouvrements majeurs qu'aux surfaces de recouvrement anecdotique), puis un test de Mantel a été utilisé pour savoir si ces deux matrices étaient similaires (i.e. les deux jeux de données quantifient les habitats de la même façon).

La deuxième approche était une analyse de co-inertie entre les données UVC et vidéo pour chacun des différents niveaux de précision vidéo. Cette analyse permet de montrer la similarité des deux jeux de données multivariés.

Présentation des résultats

Tableau 5 : Catégories des entités recensées pour estimer le pourcentage de recouvrement pour les stations UVC et les quatre niveaux de précision des stations vidéos.

	Station UVC	Station vidéo structure abiotique	Station vidéo structure biotique	Station vidéo structure biotique précise	Station vidéo structure biotique très précise
Entités dont le pourcentage de recouvrement « absolu » du substrat a été estimé (dont la somme fait 100%)	Corail, Corail mous, Algue coralligène, Turf, Macroalgue, Algue endolithique, Cyanobactérie, Eponge, Herbier, Autre faune sessile, Autre faune vagile, Substrat nue, Autre.	Sable, Sable grossiers, Débris, Dalle, Corail dur.	Sable, Sable grossiers, Débris, Dalle, Corail vivant, Corail mous, Macroalgue, Turf, Algue coralligènes, Eponge, Herbier.	Sable, Sable grossiers, Débris, Dalle, Corail vivant, Corail mous, Macroalgue sur corail, Macroalgue sur sable, Macroalgue sur gravier, Macroalgue sur débris, Macroalgue sur dalle, Turf sur corail, Turf sur dalle, Turf sur débris, Algue coralligènes sur corail, Coraux mous sur dalle, Coraux mous sur débris, Eponge sur corail, Eponge sur dalle, Eponge sur débris, Herbier sur sable, Herbier sur gravier, Herbier sur débris, Herbier sur dalle.	Sable, Sable grossiers, Débris, Dalle, Corail vivant encroûtant, Corail vivant massif, Corail vivant submassif, Corail vivant digité, Corail vivant branchu, Corail vivant colonne, Corail vivant de feux, Corail vivant foliaire, Corail vivant libre, Corail vivant tabulaire, Corail mous, Macroalgue sur corail, Macroalgue sur sable, Macroalgue sur gravier, Macroalgue sur débris, Macroalgue sur dalle, Turf sur corail, Turf sur dalle, Turf sur débris, Algue coralligènes sur corail, Coraux mous sur dalle, Coraux mous sur débris, Eponge sur corail, Eponge sur dalle, Eponge sur débris, Herbier sur sable, Herbier sur gravier, Herbier sur débris, Herbier sur dalle.

Résultats

Le test de Mantel montre que quel que soit le niveau de précision des métriques d'analyse vidéo, les jeux de données UVC et Vidéo ne montrent pas la même information (Tableau 6, $p < 0.01$). Ceci semble cohérent, car la première méthode traite les variations à l'échelle centimétrique alors que la deuxième plutôt à l'échelle décimétrique voir métrique. En supplément, la réplication pour la première méthode a été réalisée à l'échelle métrique, alors que pour la vidéo à l'échelle parfois kilométrique.

Présentation des résultats

En revanche, l'analyse de Co-inertie semble montrer des structurations similaires entre les deux jeux de données (voir RV, Tableau 6). En effet, une valeur de RV=0 montre une absence totale de similarité alors qu'inversement un RV=1 montre une information identique entre les deux méthodes. Ici, RV varie entre 0.3 et 0.51 selon le niveau de précision des données vidéo (Tableau 6). L'apport d'information complémentaire a été réalisé lorsque nous avons ajouté les données de recouvrement biotiques (gain de 15% en RV) aux données abiotiques, alors que seulement 3% ont été gagné lorsque nous avons séparé les couvertures biotiques selon le substrat, et 3% de plus de RV lorsque nous avons séparé les surfaces de coraux vivant en différentes catégories morphologiques. A titre de comparaison, l'alignement des stations sur les deux premiers axes de co-inertie (Figure 28) montre un bien meilleur alignement lorsque le jeu de donnée vidéo est plus précis. Dans ce graphique, nous voyons surtout une séparation entre les stations à herbier (Stations UVC11 et UVC13) et le reste.

Tableau 6 : Résultats des tests de Mantel (p estimé avec 9999 permutations) entre l'échantillonnage UVC et les quatre métriques Vidéo. Est également représenté le coefficient RV qui est une généralisation multivariée du coefficient de corrélation de Pearson (R^2) et la significativité de sa valeur (9999 permutations).

	Vidéo abiotique	Vidéo biotique	Vidéo biotique précis	Vidéo biotique très précis
Mantel test	$r=0.397, p<0.01$	$r=0.411, p<0.01$	$r=0.421, p<0.01$	$r=0.376, p<0.01$
RV coefficient	$RV=0.30, p<0.01$	$RV=0.45, p<0.01$	$RV=0.48, p<0.01$	$RV=0.51, p<0.01$

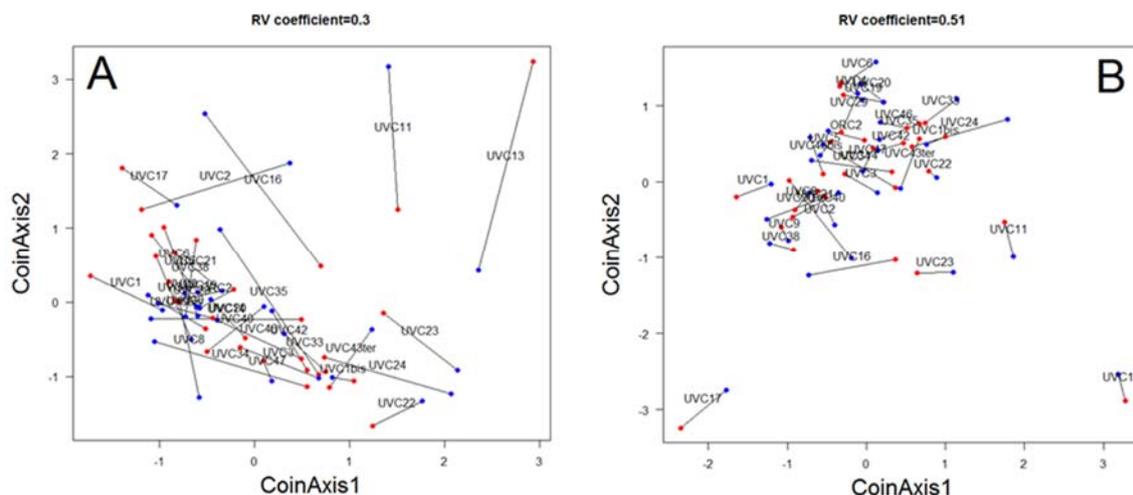


Figure 28 : Résultat de l'analyse en co-inertie entre données UVC et vidéo abiotique (A) et données UVC et vidéo biotique très précise (B). Les points rouges (UVC) et bleu (vidéo) représentent la position des stations sur les deux premiers axes de l'analyse, dont la correspondance entre station est matérialisée par un segment noir. Plus ce segment est court, plus les jeux de données UVC et Vidéo sont similaires. Le coefficient RV pour les deux graphiques est donné en titre.

Interprétation

Il semble donc important, a minima, de quantifier la couverture biotique pour avoir des données caractérisant le plus précisément l'habitat, et si les ressources du projet le permettent, d'aller plus en détail dans la discrimination des couvertures biotiques. Ainsi, ces tests statistiques démontrent que la méthode vidéo par GoPro® peut être utilisée pour quantifier les couvertures biotiques et ainsi

permettre l'identification des habitats. De plus, les couvertures identifiées sur les 534 stations échantillonnées sur Geyser peuvent être utilisées pour évaluer la qualité de l'habitat.

3.2.3.1.5 Correspondance entre les typologies N4 ou N5 proposées et les quantifications de couverture biotique et abiotique

Dans un but d'automatiser et de cartographier des habitats à partir des données de points vérités terrain et de les classer (à l'aide de modèles) dans une typologie prédéfinie, nous avons émis l'hypothèse d'une classification des différentes typologies d'habitats basée uniquement sur la composition de la couverture benthique. Le lien couverture benthique/typologie n'est pas trivial, et une telle approche aurait un grand intérêt pour permettre aux gestionnaires de prendre des décisions s'ils avaient rapidement besoin d'une cartographie d'habitat et qu'ils disposeraient de donnée terrain de couverture biotique. Par exemple, en l'absence d'image aérienne, est ce qu'un quadrillage dense de photo sous-marine et une analyse des proportions de couvertures benthiques pourrait permettre la création d'une carte d'habitat ? La donnée acquise dans ce projet nous permette d'estimer cette possibilité et nous avons décidé de le tester. Pour ce faire, nous avons comparé les typologies décrites dans ce projet et le pourcentage de recouvrement évalué selon les quatre niveaux de précision cités précédemment.

Méthode

Afin d'évaluer une possible correspondance entre les typologies proposées en N4 et N5 (données cartographiques) et les pourcentages de recouvrement (+ profondeur, car les typologies tiennent compte de la profondeur), nous avons réalisé une analyse discriminante linéaire pour chaque niveau de précision pour les classifications N4 et N5. Nous retiendrons de ces analyses seulement la moyenne des pourcentages de classification correcte des stations dans leurs typologies respectives basées sur les pourcentages de recouvrement. Plus le pourcentage de classification correcte est haut, plus la précision du pourcentage de recouvrement proposé permet à la station d'être discriminée dans la bonne typologie. Ceci donne une mesure du lien qu'il existe entre pourcentage de recouvrement et la typologie proposée.

Résultats

Les moyennes de classification correcte des stations dans la typologie où elles se trouvent s'étendent de 26% à 52%, selon le niveau de précision et la typologie recherchée. Ces résultats montrent qu'au sein d'une même typologie, les pourcentages de recouvrement peuvent être relativement différents (Tableau 7). Ceci est sans doute dû à la variation naturelle des recouvrements biotiques en fonction de la zone. Par ailleurs, plus le détail dans les pourcentages de recouvrement est important, plus le taux de bonne classification est correct (26% à 50% pour des typologies N4 et 17% à 53% pour des typologies N5). Finalement, ces résultats montrent qu'une quantification des pourcentages de recouvrement de structure abiotique n'est généralement pas intéressant pour aider à une classification de type N4 ou N5.

Pour les détails sur les pourcentages de classification correcte de station selon les typologies voir Annexe 1.3 et 1.4.

Présentation des résultats

Tableau 7 : Pourcentages moyens de classification des stations dans la bonne typologie basée sur quatre niveaux de précision de l'évaluation du pourcentage de recouvrement. Ceci pour les typologies N4 et N5.

	Vidéo abiotique	Vidéo biotique	Vidéo biotique précis	Vidéo biotique très précis
Typologie N4	26.36%	35.54%	43.22%	50.02%
Typologie N5	16.76%	38.64%	46.32%	52.69%

Interprétation

Il semble que les pourcentages de recouvrement estimés dans ce projet en relation avec la profondeur ne soient pas suffisants pour caractériser de façon satisfaisante les différents niveaux de typologie d'habitat N4 et N5. En effet, l'analyse ne prend pas en compte certaines structures de l'habitat indispensable pour cartographier les grandes structures géomorphologiques, telle que la structure tridimensionnelle du substrat ou encore la surface de l'habitat. Par conséquent, dans une optique de quantification des habitats permettant une classification automatique en différentes typologies, il serait essentiel d'ajouter des métriques obtenus à partir des données LIDAR par exemple (profondeur, écart-type de la profondeur, rugosité, pente, inclinaison de la pente, plan de courbure, dimension fractale ...) permettant d'accéder à la structuration tridimensionnelle du substrat. De nombreux auteurs (Brock *et al.*, 2006 ; Walker *et al.*, 2008; Collin *et al.*, 2011 ; Costa *et al.*, 2014) ont permis de créer des cartes géomorphologiques à partir des données LIDAR. Il serait également intéressant d'étudier le rôle que pourrait jouer la quantification de la faune vagile (i.e. poissons) pour aider à cette discrimination. Cela dit, ce type de métrique est hautement variable dans le temps et il est difficile d'obtenir des données d'assemblage de la faune vagile à cette échelle d'échantillonnage. Il serait donc préférable de rester sur des métriques quantifiable à l'aide de méthodes permettant une investigation à grande échelle (vidéo, couleurs hyperspectrale, MNT, etc.).

3.2.3.1.6 Restitution des cartes en vitalité corallienne du banc du Geyser

Précédemment, il a été vu que l'estimation des recouvrements benthiques, issus des approches vidéo utilisées pour la vérification des habitats, était de qualité suffisante pour caractériser le substrat à grande échelle. De plus si l'on part du principe que le corail est un indicateur de l'état de santé d'un milieu (animal très sensible à des variations environnementale), et qu'une grande proportion de corail vivant indique un meilleur état général du milieu benthique qu'une grande proportion de corail mort, une carte de vitalité corallienne peut-être un outil intéressant pour juger de l'état de santé de ces bancs. En revanche il est important de noter qu'une telle information est juste un outil supplémentaire d'évaluation de l'environnement et n'est en aucun cas suffisante à elle seule pour juger de l'état de santé d'un milieu. Par conséquent, toute interprétation de ces résultats devrait être faite en parallèle des autres résultats présentés dans ce rapport. Nous avons donc réalisé quatre cartographies en fonction de la couverture en corail vivant sur l'ensemble de la surface échantillonnée (corail vivant % absolu) et sur 100 % de corail dur (corail vivant relatif par rapport au corail mort).

Présentation des résultats

La répartition spatiale des pourcentages de corail vivant est très hétérogène en fonction de l'habitat rencontré et des stations d'échantillonnage, ce qui est inhérent à la variabilité du milieu. Globalement, les sites sud-est du platier infratidal, la partie ouest abritée de la houle du fer à cheval (pente externe) et quelques pâtés à l'intérieur des lagons intermédiaire 15-30m et profond, comportent un recouvrement en corail vivant plus important. La moyenne des % de recouvrement par habitat montre que :

- La pente externe du fer à cheval totalise 27 et 32,6 % de corail vivant au même titre que la partie est des éperons et sillons.
- Le platier infratidal sud est recouvert entre 32 et 38 % de corail vivant, il comporte également des zones à plus de 54 % de corail vivant en moyenne et notamment au niveau du massif de la passe sud.
- Les pâtés et massifs profonds sont recouverts entre 27 et 38 % en corail vivant.
- On constate que la couverture corallienne entre le lagon peu profond et profond augmente avec la profondeur.

Toutefois, la carte des pourcentages relatifs de la couverture corallienne sur l'ensemble du corail dur (% du vivant par rapport au mort) montre que le platier du fer à cheval comporte encore quelques colonies de corail vivantes à l'instar de la zone du platier à alignements transversaux. Ceci signifie que même si le pourcentage de recouvrement corallien dans cette zone reste faible, les petites colonies coralliennes qui s'y trouvent sont encore vivantes entre 35 et 53 %. La couronne d'atoll du sud est la zone la plus riche en recouvrement corallien vivant.

Grâce à l'effort d'échantillonnage important nous avons choisi d'utiliser des modèles statistiques d'interpolation SIG pour prédire les valeurs de % de recouvrement des cellules avoisinantes par méthode de Kriegage. Cette méthode permet de réaliser des surfaces de prévision interpolée. L'hypothèse qui valide l'efficacité de l'interpolation est la suivante : « les objets répartis spatialement sont corrélés spatialement, c'est-à-dire que les choses qui sont rapprochées tendent à avoir des caractéristiques similaires ».

Les mêmes conclusions peuvent être tirées par l'interprétation de cette carte (Figure 29). La pente externe du côté sud-ouest, la zone sud, les pâtés profonds et les massifs de la pente externe du secteur est, sont des habitats à première vue en meilleur état de santé (du fait de la couverture corallienne vivante). Mais l'étude du reste de la biocénose notamment vagile donnera plus de détail sur l'état de santé de ces milieux. L'augmentation de la profondeur, l'exposition à la houle, l'alimentation en eau du lagon par la passe sud sont probablement des facteurs explicatifs, qui seraient intéressant à tester statistiquement, mais ce n'est pas l'objet de ce rapport.

Présentation des résultats

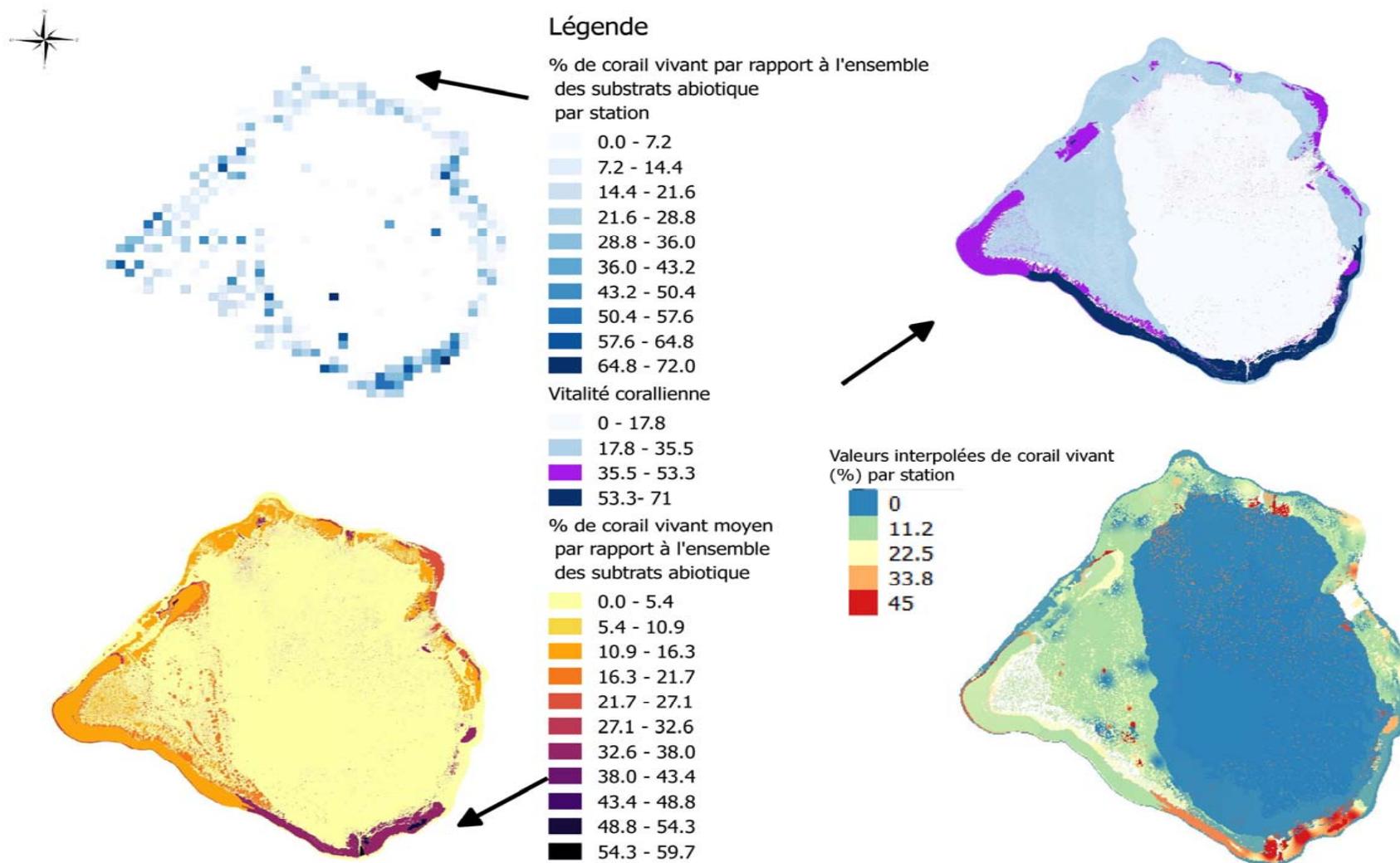


Figure 29 : Cartographie des couvertures en corail vivant sur le banc du Geyser, basées sur la moyenne des % de substrat biotique évaluée à partir des images vidéo et de l'interpolation des surfaces par méthode krigage à partir du SIG.

Présentation des résultats

3.2.3.2 Banc de la Zélée

3.2.3.2.1 Stations d'échantillonnage

Au total **24 habitats** ont pu être cartographiés grâce à 204 points vérité terrain (180 en caméra et 24 points en apnée) sur 183 km². Les conditions météorologiques n'ont permis d'investiguer le banc de la Zélée que deux jours sur l'ensemble des deux campagnes, ce qui explique la différence d'effort d'échantillonnage sur Zélée en comparaison avec Geysier (Figure 30).

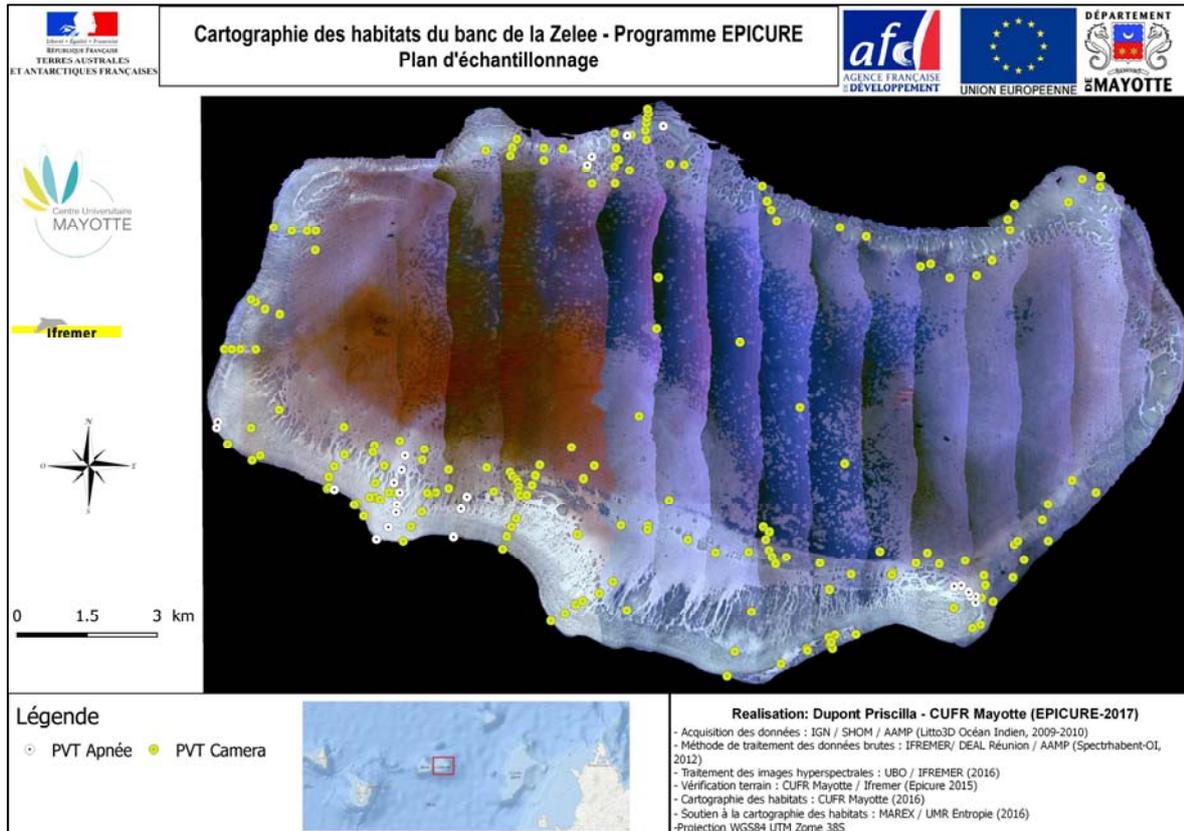


Figure 30 : Géolocalisation des points vérités terrain pour la cartographie des habitats du banc de la Zélée.

3.2.3.2.2 Cartographie des habitats marins

7 unités géomorphologiques ont été cartographiées

Le lagon profond de la Zélée totalise plus de 113,5 km². Le platier recouvre 27,6 km². Il se décompose en plusieurs structures géomorphologiques (platier infratidal profond et ennoyé) du fait de la profondeur qui augmente sur la moitié nord et à l'est de la Zélée. La majorité du platier au nord avoisine les 25 m de fond, tandis qu'au sud, il remonte jusqu'à 10 m. La partie ennoyée à l'est se situe à 25 m de fond. Il est caractérisé par la présence de taches d'herbiers alignées du fait des courants rentrants et sortants. Le lagon intermédiaire entre 20 et 30 m s'étend sur une large terrasse au sud recouverte par de nombreux

Présentation des résultats

massifs coralliens. Au nord, il est réduit du fait de la profondeur qui plonge à 30 m au pied du platier profond.

Tableau 8 : Surfaces (en km² et pourcentage) des principales structures géomorphologiques sur le banc de la Zélée.

Structures géomorphologiques	Surface en km ²	Surface en %
Lagon intermédiaire 20-30m	21,3	11,7
Lagon profond	113,5	62,2
Pente externe	8,2	4,5
Pente interne	12,1	6
Platier infratidal	12,3	6,7
Platier infratidal ennoyé	1,7	1
Platier infratidal profond	13,6	7,5

Comme pour Geysier, les données cartographiques et l'étude des peuplements sont nécessaires pour caractériser les habitats à une échelle fine. Les données surfaciques des habitats du niveau N5 et les pourcentages de recouvrement des biocénoses ont permis de caractériser 24 habitats.

Le banc de la Zélée se compose à 53 % de sable (97,3 km²). Le lagon profond est recouvert à 20,6 % d'algue du genre *Halimeda*. Les constructions coralliennes (massifs/pâtés) recouvrent à 4,7 % le banc de la Zélée, soit 8,7 km². Enfin, la couronne d'atoll formée par le platier à colonies coralliennes ou dalle érodée compose 21,2 % du site (38,8 km²).

Tableau 9 : Surfaces synthétisées par grand type d'habitat du banc de la Zélée (proportion des habitats cartographiés). Dans la catégorie sable, sont considérés également tous les débris et le sable grossier observés sur les platiers.

	Herbier	Massifs /pâtés	Dalle/Platier/Colonies coralliennes	Sable	Algueraie
Zélée					
Surface km²	0,2	8,6	38,8	97,3	37,7
%	0,1	4,7	21,2	53,3	20,6

Malgré un plus faible effort d'échantillonnage par rapport aux données de Geysier, les données analysées montrent que les habitats sont très hétérogènes sur Zélée. Nous émettons donc des réserves sur les données de pourcentage de peuplement en fonction des habitats. En effet, la variabilité des données biocénotiques est très élevée, mais contrairement à Geysier, aucun UVC de comparaison n'a pu être réalisé. De ce fait, nous avons moyenné les pourcentages de recouvrement à titre indicatif, mais ces valeurs doivent être interprétées avec prudence.

Présentation des résultats

Le platier infratidal au sud est constitué en majorité par de la dalle et des débris à plus de 51 % et on recense en moyenne 12 % de corail vivant dominé par des petites colonies coralliennes fixées sur de la dalle corallienne (Figure 31).



Figure 31 : Extraits vidéo du platier infratidal sud à épandage détritique et colonies coralliennes peu denses © Priscilla Dupont.

Lorsque l'analyse des peuplements est effectuée au niveau N5, on constate que l'extrémité sud de ce platier est recouverte par des colonies coralliennes denses à 15 m de profondeur (0,26 km²). On y retrouve des zones à fort recouvrement de coraux tabulaires qui recouvrent jusqu'à 56 % certains secteurs (Figure 32). Cette zone se situe après une cuvette de platier recouverte par 32 % de phanérogames marines denses et profonde de 20 m (Figure 32). Comme sur Geysier, la proximité de la pente externe alimentée par des eaux du large et une plus grande profondeur peuvent expliquer cette dominance en coraux appartenant au genre *Acropora*.



Figure 32 : Extraits vidéo du platier infratidal sud-est à colonies coralliennes denses et de la cuvette de platier à herbier profond à 20 m © Priscilla Dupont.

Présentation des résultats

Au nord le platier est situé à une plus grande profondeur entre 15 et 25 m de fond, il se caractérise par 12,2 km² de dalle et de colonies coralliennes éparses et seulement 1,4 km² de substrat sableux (Figure 33). Plus de 50 % de la zone est composée de corail mort et de débris.

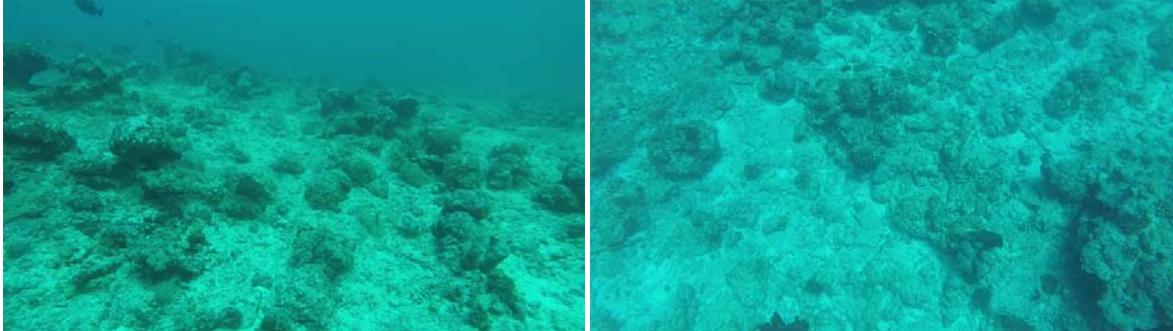


Figure 33 : Extraits vidéo du platier infratidal nord profond à dalle et colonies coralliennes © Priscilla Dupont.

En direction du centre du lagon au niveau de la **pente interne**, se dessine des éperons et sillons dont la profondeur est comprise entre 10 et 20 m sur 6,2 km². Ils sont recouverts à 14 % de corail vivant, à 63 % de débris et de corail mort recouverts par du turf algal (Figure 34, gauche). Au milieu, des structures à sillons, des massifs et des pâtés de 1,4 km² se trouvent entre 10 et 15 m de fond. Ils sont dominés à 15 % par du corail vivant, à 35 % par des débris et à 25 % par du corail mort. Certains massifs sont encore dominés par une bonne couverture de corail tabulaire (Figure 34, droite). Le reste de la pente interne est composé de 37,4 % de sable sur 4,5 km².



Figure 34 : Extraits vidéo des éperons et sillons et des massifs de la pente interne © Priscilla Dupont et Sophie Fallourd.

Présentation des résultats

Le **lagon intermédiaire** est jonché par des pâtés et massifs coralliens (3 736) jusqu'à 30 m de fond sur 3,5 km² (Figure 35). Ces derniers sont recouverts à 60 % de turf et de débris. Le substrat sableux compose 16,7 km² du lagon intermédiaire soit 78 % du lagon.



Figure 35 : Extraits vidéo des hauts de massifs du lagon intermédiaire © Priscilla Dupont.

Comme sur Geyser, le centre du **lagon profond** est caractérisé par une grande zone à algues (37,7 km²), par 7 692 pâtés et massifs coralliens (3,1 km²) et une grande terrasse à épandage détritique (72,7 km²), ce qui représente respectivement 33 %, 2,7 % et 64 % de la surface du lagon profond (Figure 36).



Figure 36 : Extraits vidéo des zones à algues et des massifs du lagon profond © Priscilla Dupont.

Présentation des résultats

Si l'on s'intéresse à la zone sud-est de Zélée, des patchs d'herbiers épars sont présents sur la zone entre 10 et 25 m de fond au niveau de la jonction de la pente interne et du lagon intermédiaire (Figure 37). Les patchs isolés par des pâtés coralliens et du substrat sableux sont de forme circulaire. En remontant au nord-est, on observe des patchs d'herbier de plus en plus nombreux et alignés, situés sur le **platier ennoyé**. Cette configuration, qui est retrouvée sur les Glorieuses, laisse à penser que les courants et la houle ont un impact sur la morphologie de ces herbiers. La superficie des herbiers est de 0,18 km², soit moins de 1 % de la surface totale de la Zélée.



Figure 37 : Extraits vidéo des zones d'herbier proches du platier infratidal sud et sur le platier infratidal ennoyé à l'est de la Zélée © Priscilla Dupont.

Enfin, la pente externe se compose d'une mosaïque d'habitats composée de sable à 91 %, de massifs (11%) et de pâtés (2%). Au sud, la pente externe se caractérise par un tombant abrupte pour s'élargir et former un glacis de pente externe clairsemé par des pâtés et des massifs au sud-est (Figure 38).

Présentation des résultats



Figure 38 : Extraits vidéo des zones de massifs et tombant de pente externe © Priscilla Dupont et Sophie Fallourd.

Un résumé des différentes couvertures benthiques par habitat N4 (Figure 39) et N5 (Figure 40) est situé ci-dessous.

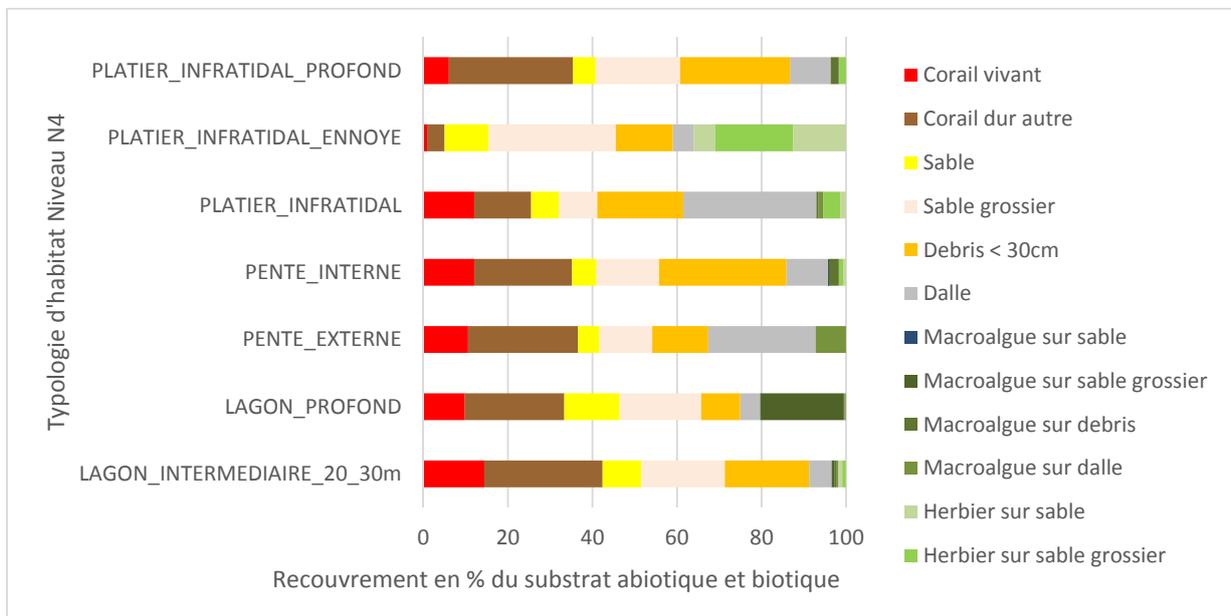


Figure 39 : Surfaces des substrats abiotiques et biotiques par type d'habitat de niveau N4 à Zélée.

Présentation des résultats

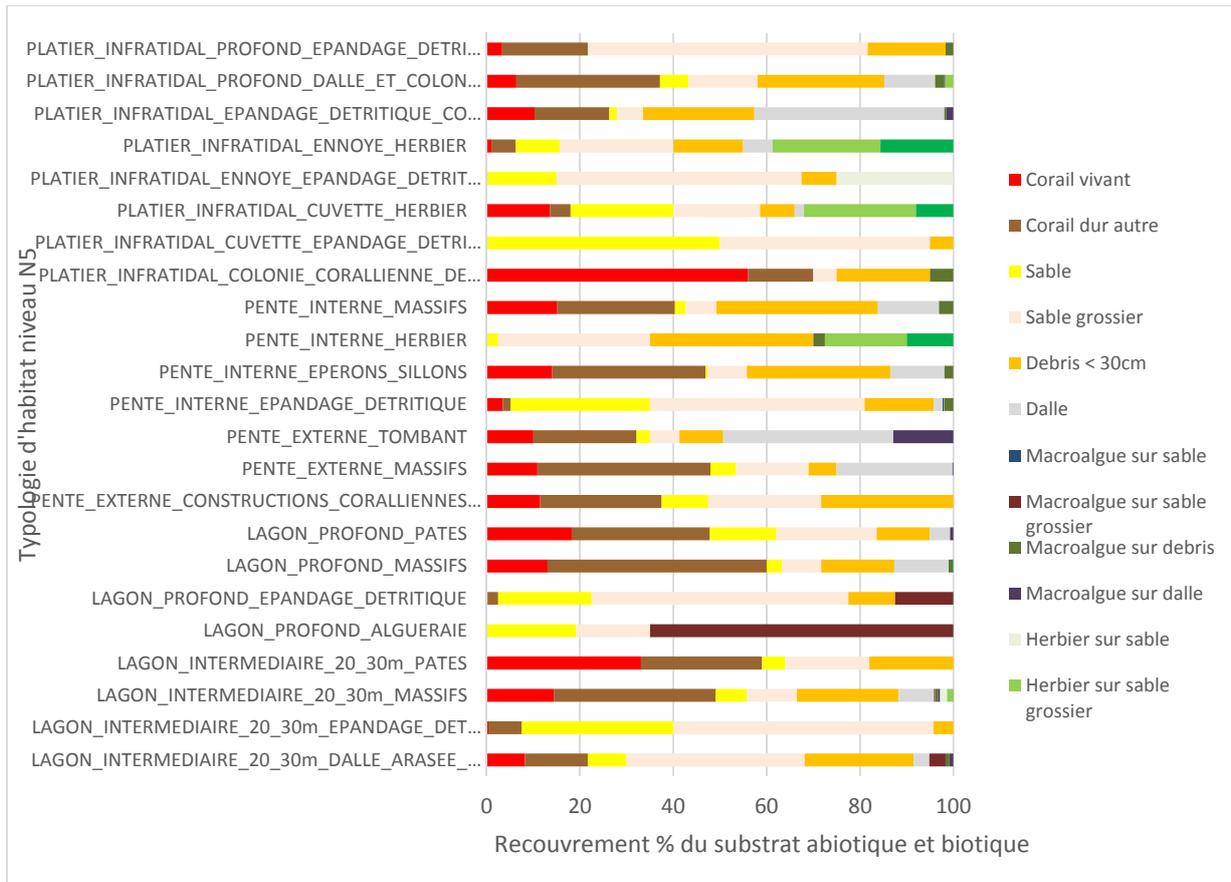


Figure 40 : Surfaces des substrats abiotiques et biotiques par type d'habitat de niveau N5 à Zélée.

3.2.3.2.3 Restitution des cartes

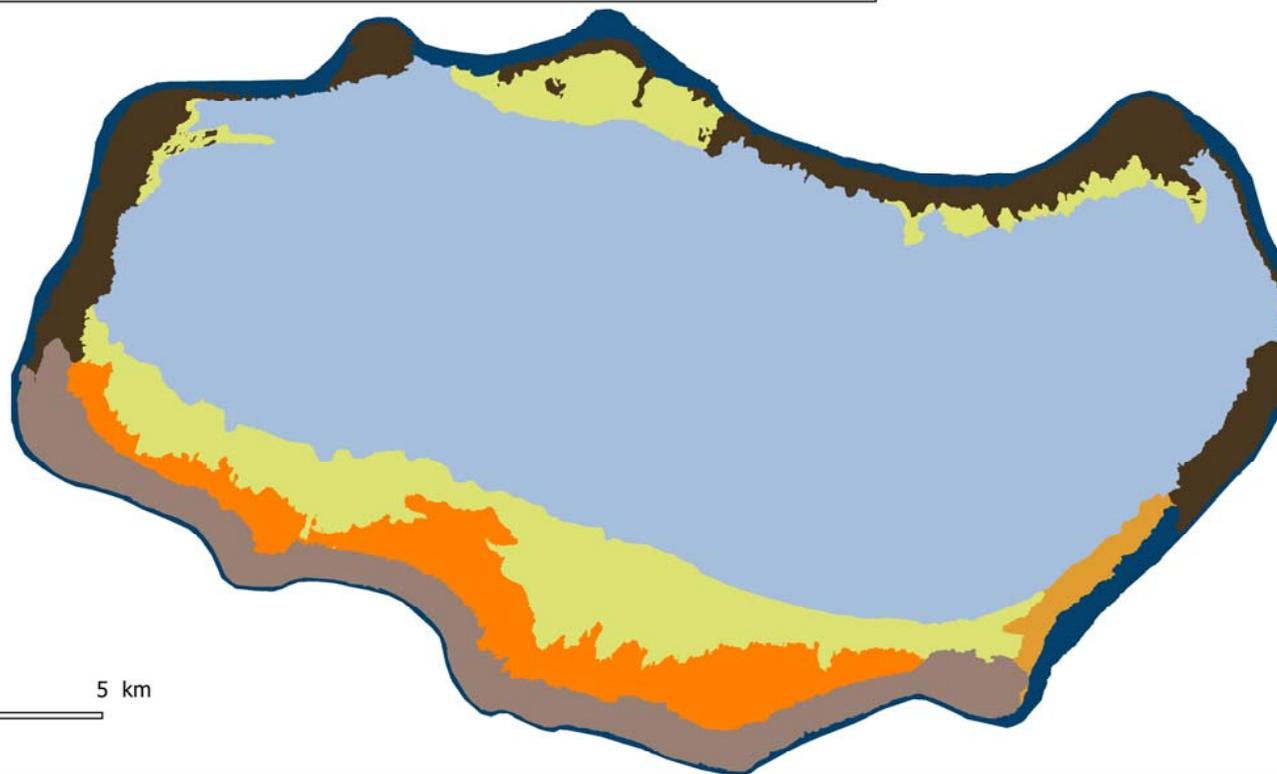
Deux cartes ont été générées :

- Une carte géomorphologique : géomorphologie de niveau N4 (Figure 41).
- Une carte des habitats de niveau N5: combinaison des informations géomorphologiques et des couvertures des peuplements rencontrés (Figure 42).

Présentation des résultats



**Cartographie des habitats du banc de la Zelée - Programme EPICURE -
Typologie d'habitats Niveau N4**



0 2.5 5 km

Légende

HABITAT de la ZELEE
(Structure geomorphologique N4)

Lagon intermediaire 20-30m

Lagon profond

Platier infratidal

Pente externe

Platier infratidal ennoye

Lagon intermediaire 20-30m

Pente interne

Platier infratidal profond

Realisation: Dupont Priscilla - CUFR Mayotte (EPICURE-2017)

- Acquisition des données : IGN / SHOM / AAMP (Litto3D Océan Indien, 2009-2010)
- Méthode de traitement des données brutes : IFREMER/ DEAL Réunion / AAMP (Spectrhabent-OI, 2012)
- Traitement des images hyperspectrales : UBO / IFREMER (2016)
- Vérification terrain : CUFR Mayotte / Ifremer (Epicure 2015)
- Cartographie des habitats : CUFR Mayotte (2016)
- Soutien à la cartographie des habitats : MAREX / UMR Entropie (2016)
- Projection WGS84 UTM Zone 38S

Figure 41 : Cartographie des habitats de typologie N4 du banc de la Zélée.



Présentation des résultats

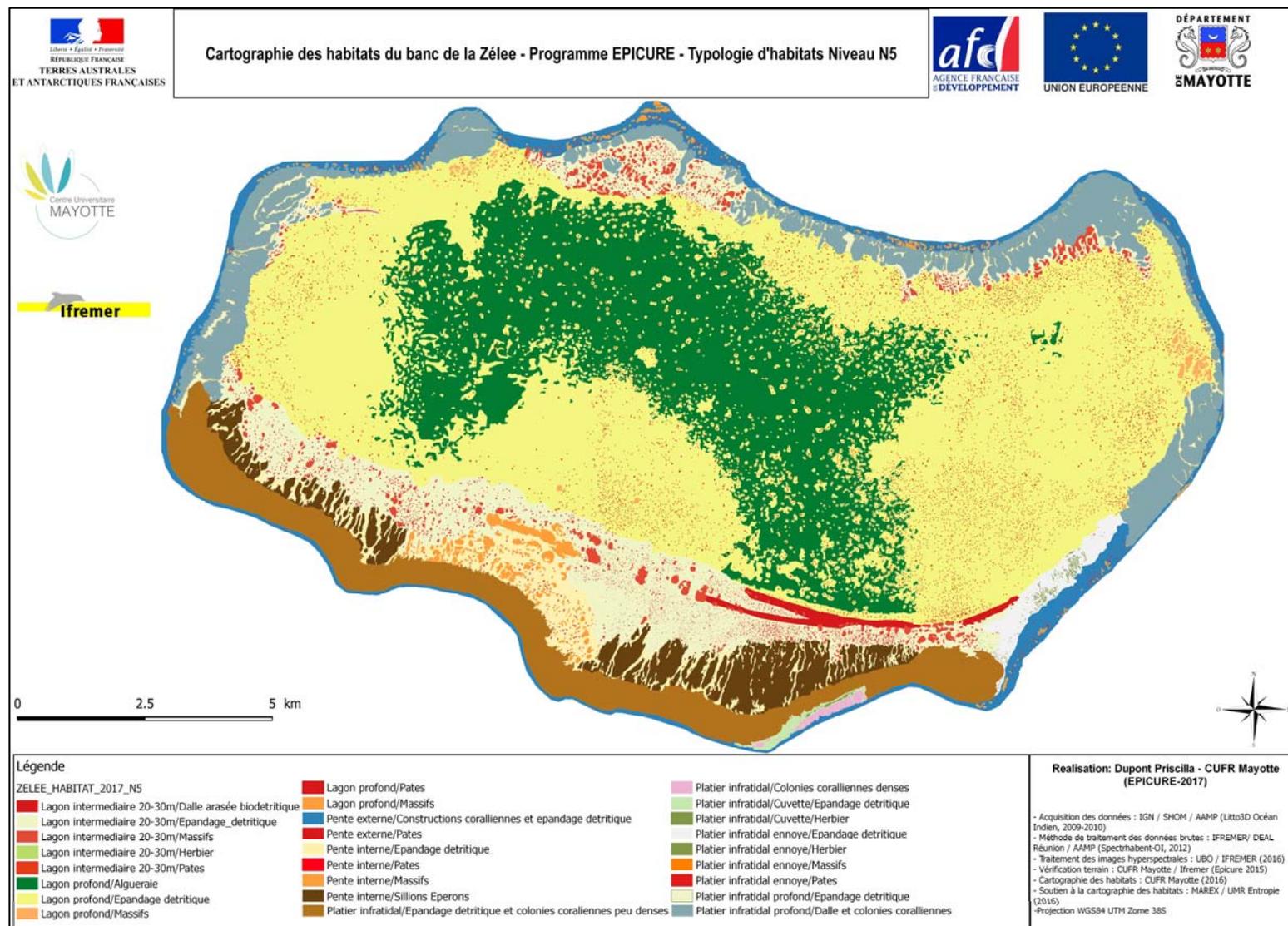


Figure 42 : Cartographie des habitats de typologie N5 du banc de la Zélee.

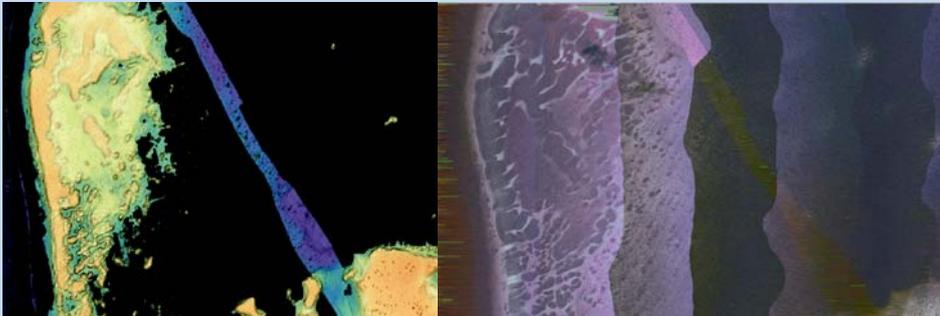
3.2.3.3 Banc de l'Iris

Au total, **36 habitats** ont pu être cartographiés grâce à 27 points vérité terrain en rosette Gopro et 71 avec les caméras STAVIRO sur 235 km² (Figure 43).

3.2.3.3.1 Stations d'échantillonnage

Box 1 : Problème rencontré sur la cartographie du banc de l'Iris

Le banc d'Iris a été échantillonné en dehors des missions sur Geysier et Zélée. Ce dernier a été prospecté par le CUFR épisodiquement entre novembre et décembre 2016. Au minimum, trois personnes étaient à bord du bateau du CUFR. De ce fait, l'effort d'échantillonnage sur ce banc malgré une surface plus importante n'a pas été suffisant pour réaliser une cartographie fine comme les deux précédents sites d'études. Les relevés biocénotiques pour évaluer le pourcentage de couverture des habitats n'ont pas été réalisés. De plus, ce banc étant plus profond, les données de base (images hyperspectrales et les données bathymétriques) n'étaient que parcellaires. De ce fait, beaucoup de zones ont été extrapolées et une acquisition au sondeur multifaisceaux serait nécessaire pour affiner la cartographie, notamment dans la zone nord-est et dans le lagon qui plonge jusqu'à 80 m de fond.



Extrait du MNT et de l'image hyperspectrale sur l'ouest du banc d'iris (en noire les données manquantes) au centre l'acquisition d'une bande au sondeur multifaisceaux laissant apparaître les massifs.

Le banc d'Iris n'étant pas clairement cartographié et donc délimité il a été choisi de commencer de cartographier la zone d'étude à partir du complexe de récif barrière imbriqué Nord (situé au niveau de l'île M'tsamboro au Nord-Ouest du lagon de Mayotte).

Présentation des résultats

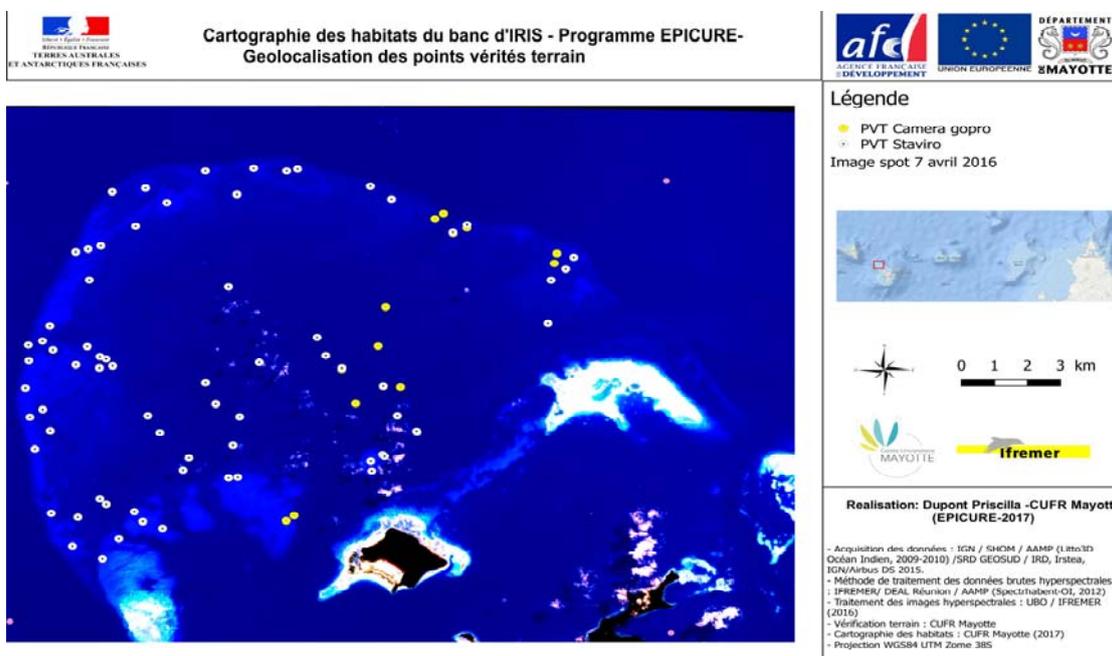


Figure 43 : Géolocalisation des points de vérité terrain pour la cartographie des habitats du banc de l'Iris.

3.2.3.3.2 Cartographie des habitats marins

Le banc de l'Iris de par sa situation au nord-ouest de Mayotte se compose d'un complexe de récifs barrières externes, d'un complexe de récifs barrières imbriqués, d'un lagon, d'une pente de plateau et d'un récif frangeant de complexe de récif barrière (Tableaux 10 et 11). 16 unités géomorphologiques ont été cartographiées

Tableau 10 : Surface (en km² et en pourcentage) des structures géomorphologiques du banc de l'Iris.

Structure géomorphologique N4	Superficie en km ²	%
Front récifal	2,2	0,9
Lagon enclavé	0,3	0,1
Lagon intermédiaire 40-50m	36,4	15,4
Lagon profond 50-80m	87,6	37,2
Passe peu profonde	3,0	1,3

Présentation des résultats

Structure géomorphologique N4	Superficie en km ²	%
Passe profonde	4,2	1,8
Pente de plateau	5,2	2,2
Pente externe	9,5	4,0
Pente externe de récif barrière	13,6	5,8
Pente interne	14,5	6,2
Pente interne de récif barrière	8,2	3,5
Pente interne récif frangeant	0,8	0,3
Platier ennoyé profond	19,0	8,1
Platier infratidal	21,1	9,0
Platier récif barrière	5,7	2,4
Platier récif frangeant	4,3	1,8

Tableau 11 : Surface (en km² et en pourcentage) des structures géomorphologiques du banc de l'Iris (proportion des habitats cartographiés). Dans la catégorie sable, sont considérés également tous les débris et le sable grossier observés sur les platiers.

	Herbier	Massifs /patés	Dalle/Platier/Colonies coralliennes	Sable	Algueraie
IRIS surface km ²	Non observe	5,83	27,65	201,89	Non observe
%		2,48	11,76	85,75	

L'ensemble du **lagon** totalise plus de 124 km². Il se décompose en deux grandes parties, un lagon intermédiaire entre 40 et 50 m de fond et un lagon profond pouvant aller jusqu'à 80m. Ce lagon est composé de massifs, de pâtés et de pinacles situés entre 40 et 80 m de profondeur et qui remontent jusqu'à 30 m de fond environ. Du fait de leur profondeur et du manque de donnée bathymétriques, toutes ces structures non pas pu être cartographiées et les données de couverture de leurs superficies sont sous-estimées. De grandes zones de sable et de débris entourent ces massifs. Certains massifs sont très érodés, d'autres sont recouverts de gorgones de taille importante et de coraux en majorité de forme encroûtante (Figure 44).

Présentation des résultats



Figure 44: Extraits vidéo STAVIRO des zones du lagon et ses massifs.

Le **platier** recouvre 50 km² du banc de l'Iris. Il se décompose en plusieurs structures géomorphologiques tels que le platier ennoyé profond entre 30 et 40 m de fond (19km²), le platier infratidal situé entre 15 et 20 m de fond de 21 km², le platier de récif barrière au sud-est (5,7 km²) et le platier de récif frangeant de Mtzamboro (4,3 km²) entre 5 et 15 m de fond.

Les quelques points qui ont été prospectés sur le platier infratidal montre que les colonies coralliennes sont éparées et caractérisées par une diversité en corail assez importante (12,4 km²) (Figure 45). Le platier est recouvert également de 8,6 km² d'épandage détritique. Les platiers du récif barrière au sud-est et le platier autour de Mtzamboro sont à dominance détritique.



Figure 45 : Extraits vidéo STAVIRO des zones platier infratidal.

Le platier ennoyé profond (30-40 m de fond) totalise 4,8 km² de constructions coralliennes (type massifs) et 14,2 km² de substrat sableux (Figure 46). Cette zone est totalement extrapolée du fait que les données MNT fines sont inexistantes dans ce secteur et qu'aucune camera n'a été immergée au delà de 40 m de fond. De ce fait, la limite interne entre ce platier et le lagon intermédiaire reste à étudier.

Présentation des résultats



Figure 46 : Extraits vidéo STAVIRO des zones du platier profond ennoyé.

La **pente de plateau** à l'ouest à une faible déclivité sur environ 1,5 km et totalise une superficie de 5,2 km². Elle comporte de grandes zones en corail vivant 2,5 km², en massif 1,5 km² et en sable 1,2 km² (Figure 47).



Figure 47 : Extraits vidéo STAVIRO des zones de la pente de plateau.

D'une superficie de 14,5 km², la **pente interne du récif barrière externe ouest** se dessine jusqu'à 30m de profondeur (Figure 48). D'une faible déclivité, elle comporte de nombreuses constructions coralliennes type pâtés et massifs sur 1,7 km². La pente interne du récif barrière imbriqué et du récif frangeant au sud comporte 9 km² en corail dur, 7,4 km² de sable et 0,14 km² de pâtés coralliens.



Figure 48 : Extraits vidéo STAVIRO des zones de la pente interne.

Présentation des résultats

Le lagon de l'Iris est alimenté par de nombreuses **passes** sur environ 7,2 km². Des massifs sont également présents dans ces passes (Figure 49).



Figure 49 : Extrait vidéo STAVIRO d'un massifs de passe.

Enfin, la pente externe se compose d'une mosaïque d'habitats composée de sable, de massifs et de pâtés. Tout autour d'Iris, la première marche de la pente est très étroite, puis elle est succédée par un grand tombant.

3.2.3.3 Restitution des cartes

Deux cartes ont été générées :

- Carte géomorphologique : géomorphologie de niveau N4 (Figure 50).
- Carte des habitats de niveau N5 : combinaison des informations géomorphologiques et couverture des peuplements rencontrés (Figure 51).

Présentation des résultats

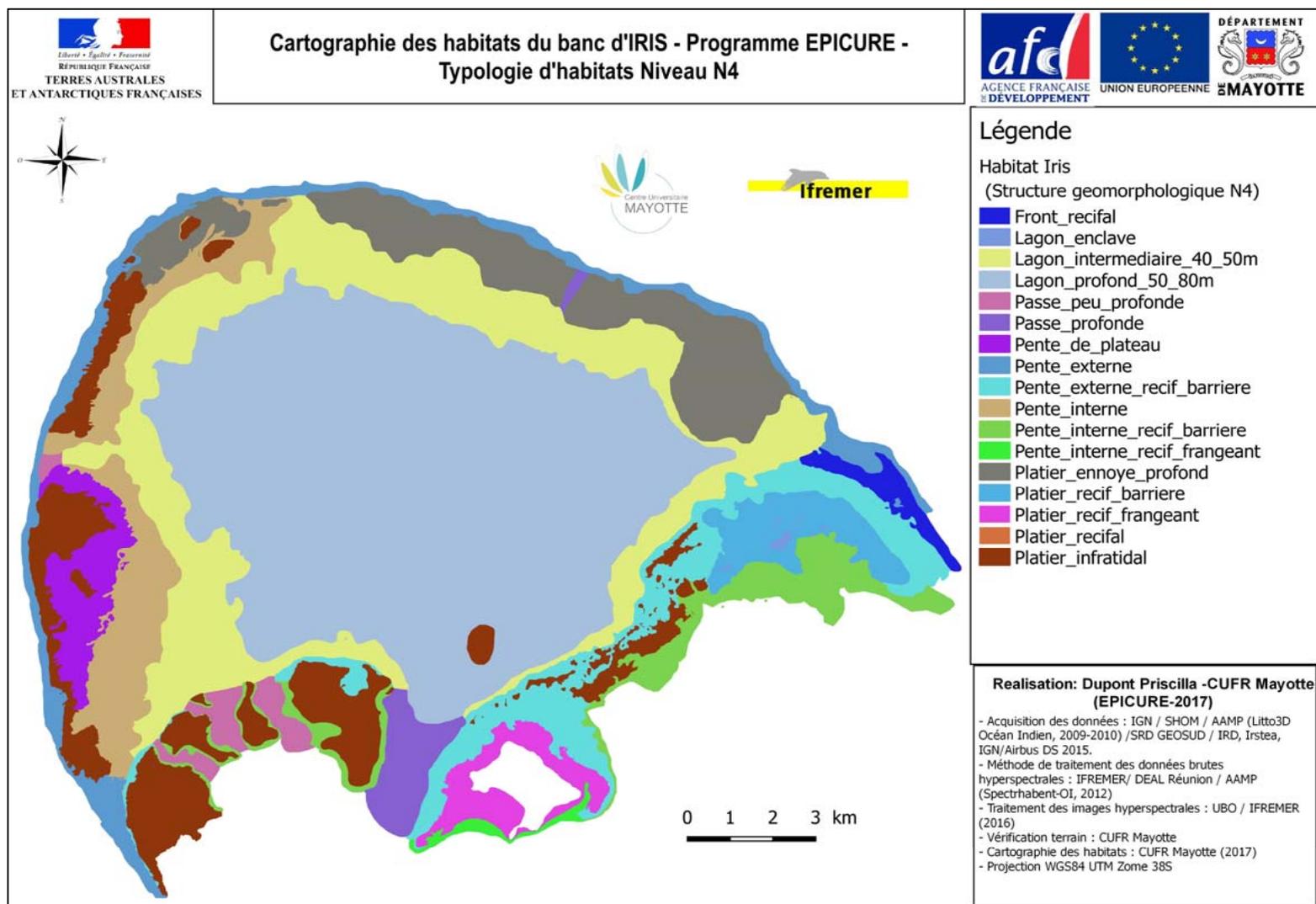


Figure 50 : Cartographie des habitats de typologie N4 du banc de l'Iris.

Présentation des résultats

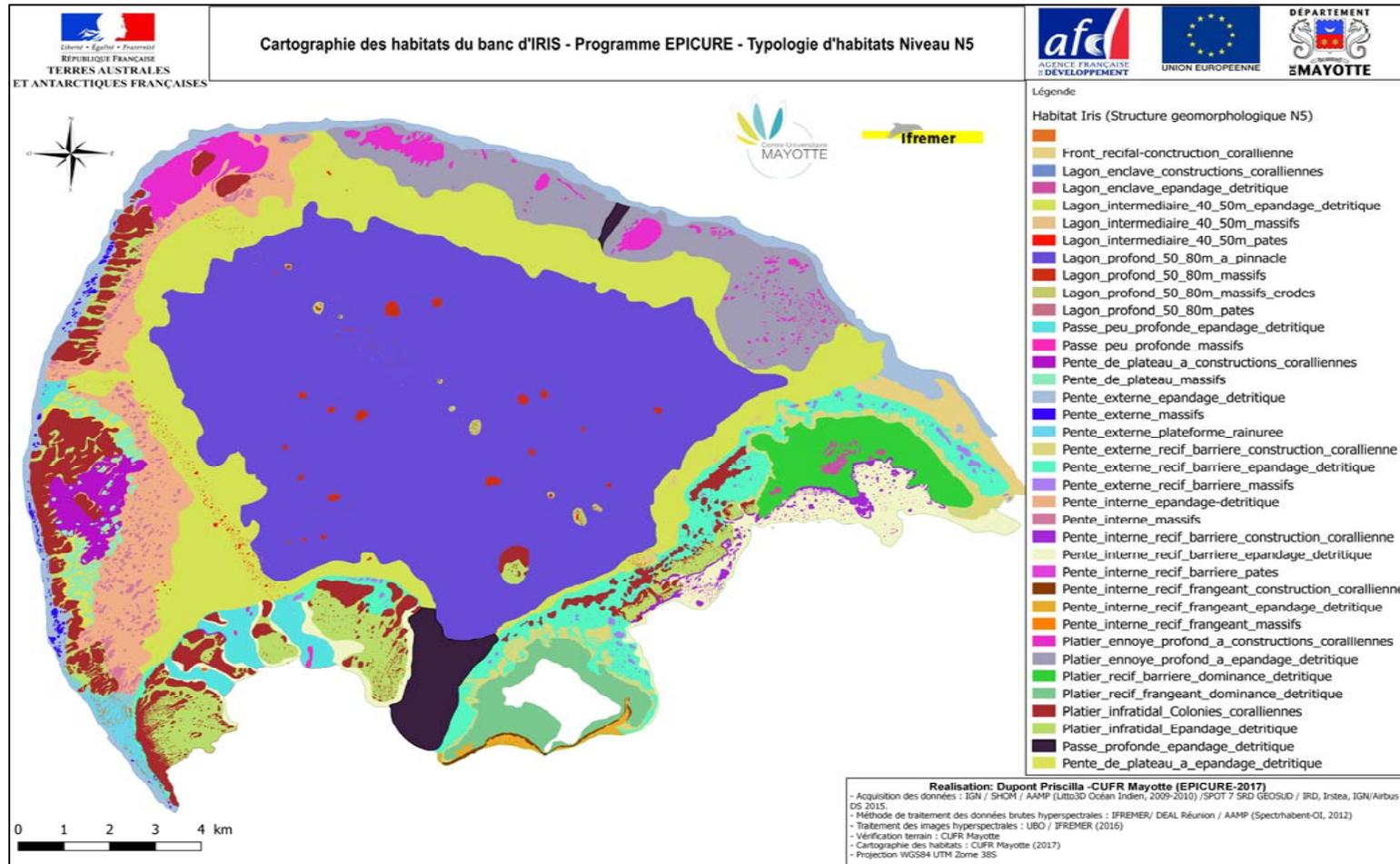


Figure 51 : Cartographie des habitats de typologie N5 du banc de l'Iris.

3.2.4 DISCUSSION

Au total, 42 habitats sur 268 km² ont pu être cartographiés sur Geysier grâce à 534 points de vérité terrain (422 en caméra GoPro et 112 en apnée). Sur le banc de la Zélée, 24 habitats ont été caractérisés sur 183 km² grâce à 180 points de vérité terrain en caméra et 24 en apnée. Enfin, le banc de l'iris, d'une superficie de 235 km² comporte 36 habitats (27 points de vérité terrain en caméra rosette et 71 en STAVIRO). L'effort d'échantillonnage important a permis d'obtenir des données d'une grande qualité, aboutissant à une cartographie fine des habitats. De plus ce travail n'avait jamais encore été réalisé dans ce secteur ce qui permet aux gestionnaires d'avoir une première cartographie innovante par la finesse des habitats cartographiés sur un secteur d'une surface très importante et par la méthodologie employée. Toutefois la cartographie d'Iris est à compléter avec des nouvelles acquisitions bathymétriques pour combler les zones d'extrapolation.

La cartographie a été réalisée pour ces trois bancs, selon deux niveaux de précision : (i) une première cartographie à un niveau typologique faible (N4) qui correspond aux grandes structures géomorphologiques et (ii) une deuxième cartographie à un niveau plus élevé (N5) couplant les données de profondeur, de structures géomorphologiques, d'architecture, des peuplements benthiques et leur estimation, en terme de couverture surfacique.

D'une manière générale, de par leur profondeur, leur situation géographique, ainsi que leur exposition à la houle, les habitats répertoriés sont différents d'un banc à l'autre.

Au niveau de Geysier, quatre grands secteurs géographiques ont été identifiés. Le nord et l'est sont caractérisés par une couronne d'atoll, dont les habitats sont constitués de grandes zones d'herbiers denses à *Thalassodendron ciliatum*, des zones coralliennes à fort recouvrement (principalement au niveau du front récifal) et des zones de débris, situées plutôt sur la terrasse du platier. En se dirigeant vers l'est, les structures géomorphologiques rencontrées sont plus profondes, laissant place à un platier ennoyé composé de substrat meuble mixant des colonies coralliennes éparses, des éponges, des pâtés coralliens de petites tailles, et des zones à herbiers circulaires très épars. Le sud est la zone la plus remarquable du Banc du Geysier. En effet, cette zone semble encore très préservée, notamment des phénomènes de blanchissement corallien récurrents, et la couverture corallienne vivante a été évaluée à 70 % en moyenne. Une extrapolation des données de recouvrement en corail vivant moyennées, soit à la surface des habitats, soit interpolée par krigeage, a mis en évidence que la zone sud-est était caractérisé par une meilleure vitalité corallienne que celle d'autres secteurs du banc. La profondeur du platier située entre 15 et 20 m. La proximité de la passe sud qui renouvelle le lagon en eau enrichie en plancton, est sans doute un des facteurs favorisant la bonne résistance et la résilience des communautés coralliennes. Ces zones sont également très diversifiées, même si une forte dominance des communautés à *Acropora* a pu y être observée.

Du sud à l'ouest, le platier remonte jusqu'à cinq mètres de profondeur et les pourcentages de couverture corallienne diminuent surtout au-dessus des 10 m de profondeur. L'impact de la houle y est plus important et la dalle est recouverte d'une forte proportion de turf algal. Les parties internes du platier sont constituées d'une alternance de corail et d'épandage détritique en forme de bourrelets et

Présentation des résultats

d'une alternance d'éperons et sillons. La partie la plus au nord du « fer à cheval » est recouverte d'une forte proportion de macro-algues, mettant en évidence un état de dégradation plus avancé de cette zone. L'intérieur du lagon de Geyser est la partie la plus spectaculaire du site. Environ 23 000 massifs et pâtés coralliens ont été cartographiés. Leur superficie et leur couverture corallienne varient en fonction de la profondeur. Ces dernières sont différentes en fonction de leur situation entre le lagon enclavé, le lagon intermédiaire et le lagon profond. L'intérieur du lagon profond est constitué d'une grande zone à algues du genre *Halimeda*. La pente externe abrite une grande diversité corallienne, surtout sur les zones ouest et sud du Geyser.

Le banc de la Zélée est une plateforme ovale. Le platier nord du banc est caractérisé par la dominance d'une surface arasée recouverte de petits massifs coralliens, qui alternent avec des débris et du sable grossier. La profondeur étant plus importante sur ce secteur (environ 20 m), aucune zone d'herbier n'a été observée. La partie interne du banc est parsemée de massifs qui alternent avec des sillons de sable et de corail. Certains secteurs présentent encore des couvertures coralliennes importantes du genre *Acropora*. Comme sur Geyser, les zones lagunaires intermédiaires et profondes de la Zélée totalisent plus de 11 535 pâtés et massifs. Au sud du banc, la plateforme est moins profonde et plus érodée (remontant jusqu'à 5 m à certains endroits), et soumise à l'impact de la houle. Au sud-ouest, le platier s'enfonce à 25 m de fond. Il est recouvert de phanérogames à *Thalassodendron ciliatum*. Les formes rectilignes et en patch de cet habitat laissent penser que ces herbiers sont soumis à un fort courant et leur densité est importante.

Le banc de l'Iris est situé au nord-ouest de Mayotte. Il se compose d'un complexe de récifs barrières externes, de récifs barrières imbriqués, d'un lagon, d'une pente de plateau, d'un récif frangeant (appartenant à l'île nord de M'tsamboro). Les habitats de ce banc semblent différents des deux autres, même si la cartographie réalisée n'a pas pu être aussi précise. D'une manière générale, ce banc est plus profond. Certaines zones du lagon plongent jusqu'à 80 m de fond. Il est caractérisé par de nombreux pinacles, situés entre 40 et 80 m de profondeur et qui remontent jusqu'à environ 30 m de la surface.

Ces pinacles sont recouverts de grandes gorgones qui n'ont pas été observées sur les deux autres bancs. Ces éléments indiquent que ce banc est soumis à de forts courants. La pente interne est composée de nombreux massifs coralliens qui n'ont pas tous été cartographiés. La pente située à l'ouest du banc semble abriter de grandes zones de corail vivant. Le platier du banc d'Iris se décompose en plusieurs structures géomorphologiques, tels que le platier ennoyé profond entre 30 et 40 m, le platier infratidal situé entre 15 et 20 m et le platier de récif barrière au sud-est. Les colonies coralliennes y sont éparpillées et diversifiées.

La méthode d'échantillonnage a été déterminante pour la réalisation de ce travail. Les données de télédétection sources ont montré tout leur intérêt pour réaliser la cartographie des habitats. En effet, les images aériennes hyperspectrales et les données bathymétriques Lidar de très bonne qualité, ont permis de réaliser une cartographie fine, jamais réalisée à ce jour sur Geyser et Zélée. Ces données sources n'avaient pas le même niveau de qualité sur le banc d'Iris : l'image hyperspectrale comme le MNT Lidar présentent de larges "trous", zones sans aucune donnée, signe d'une probable acquisition dans des conditions de mer et météorologiques non optimales (effets de surface importants, déferlement,

Présentation des résultats

nuages, turbidité). Même si les données satellitaires SPOT 7 ont été utilisées pour combler le manque de données, ces dernières n'ont pas été suffisantes pour discriminer tous les habitats. De plus, une campagne de levés bathymétriques Litto3D® avait été réalisée en 2009 sur les bancs du Geysier et de la Zélée, mais l'Iris n'avait pas pu bénéficier de la même couverture spatiale. De ce fait, beaucoup de secteurs de ce banc ont été extrapolés et des incertitudes existent quant à la qualité des estimations. Afin d'affiner la cartographie des biocénoses du banc d'Iris, il serait conseillé d'acquérir des données supplémentaires (sondeur multifaisceaux) pour compléter les zones manquantes.

Dans le cadre de ce travail, il a été choisi de ne pas utiliser le système STAVIRO pour la cartographie des bancs. En effet, la présence de fort courant (plus de 2 nœuds régulièrement sur le banc d'IRIS) n'avait pas rendu possible l'utilisation de ce système (basculement du système). Par sa légèreté et sa facilité de mise à l'eau à très haute fréquence (1 minute par station) permettant de répliquer les stations de nombreuses fois, le système de rosette et a permis la caractérisation des habitats à grande échelle et l'évaluation du recouvrement des peuplements benthiques, grâce au large champ de vision horizontal et vertical obtenu par les 4 caméras Gopro®.

L'acquisition des vérités terrain a permis d'affiner les résultats cartographiques initiaux. L'utilisation d'une rosette GoPro® (4 caméras fixées sur une platine lestée et reliée à une bobine de tresse) a montré son efficacité pour acquérir des données de qualité à haute fréquence sur les peuplements benthiques. La qualité des données récoltées a permis d'obtenir de très bons résultats notamment au niveau des traitements statistiques. Les vidéos ont permis quantifier les couvertures biotiques et ainsi, permettre l'identification des habitats.

L'orientation différente des Gopro® (0 et 90 degrés) a permis d'avoir plusieurs angles de vision sur les stations, ce qui a favorisé une bonne description et une estimation des habitats et des recouvrements des peuplements benthiques. Des tests statistiques de co-inertie ont été utilisés pour comparer les valeurs de recouvrements benthiques récoltés en UVC, par des transects photo, par traitement CPCe et de manière qualitative avec les vidéos issues des Gopro®. Cette analyse a montré des résultats concordants entre les méthodes. La méthode vidéo peut donc être utilisée pour quantifier la couverture biotique globale du substrat et ainsi, permettre une caractérisation globale des habitats. De même, les 534 stations rosettes échantillonnées sur Geysier pourraient être utilisées pour évaluer la qualité de l'habitat. Cette méthode peut donc être employée pour le suivi des habitats à grande échelle. Même si elle ne constitue pas une méthode qui permet de définir précisément la structure des communautés benthiques comme le permettent le LIT, elle permet d'obtenir un effort d'échantillonnage important sur une courte période, tout en diminuant les effets de l'hétérogénéité des habitats. Elle est facile à mettre en œuvre et relativement peu onéreuse. Toutefois les données sources doivent être au préalable très précises.

3.3 ANALYSES DES PEUPELEMENTS BENTHIQUES ET ICTHYOLOGIQUES

3.3.1 METHODOLOGIES MISES EN ŒUVRE

3.3.1.1 Protocole de photo-quadrats en UVC (pour évaluation de l'habitat corallien)

La méthode des photos-quadrats a été retenue pour étudier les communautés benthiques en parallèle de la méthode de transects BELT pour les peuplements de poissons. Les photos-quadrats sont réalisées le long de 3 transects de 20 m de long (T1, T2, T3) répartis sur les 100 m de la station d'échantillonnage. Chaque transect a fait l'objet de 10 photos, soit 30 par station d'échantillonnage (30 x 0,35 m²). Cette méthode permet d'archiver les données des fonds marins avec des photos numériques à haute résolution et de minimiser les biais observateurs (Bigot *et al.*, 2016 ; Bruggemann *et al.*, 2008). Ceci permet de déterminer le pourcentage de recouvrement des différentes catégories benthiques qui est utilisé comme variable pour qualifier entre autres, l'état de santé de l'habitat.

Les analyses des clichés sont réalisées à l'aide du logiciel *Coral Point Count with Excel extension* (CPCe) développé par Kevin Kohler (National Coral Reef Institute, Kohler and Gill, 2006).

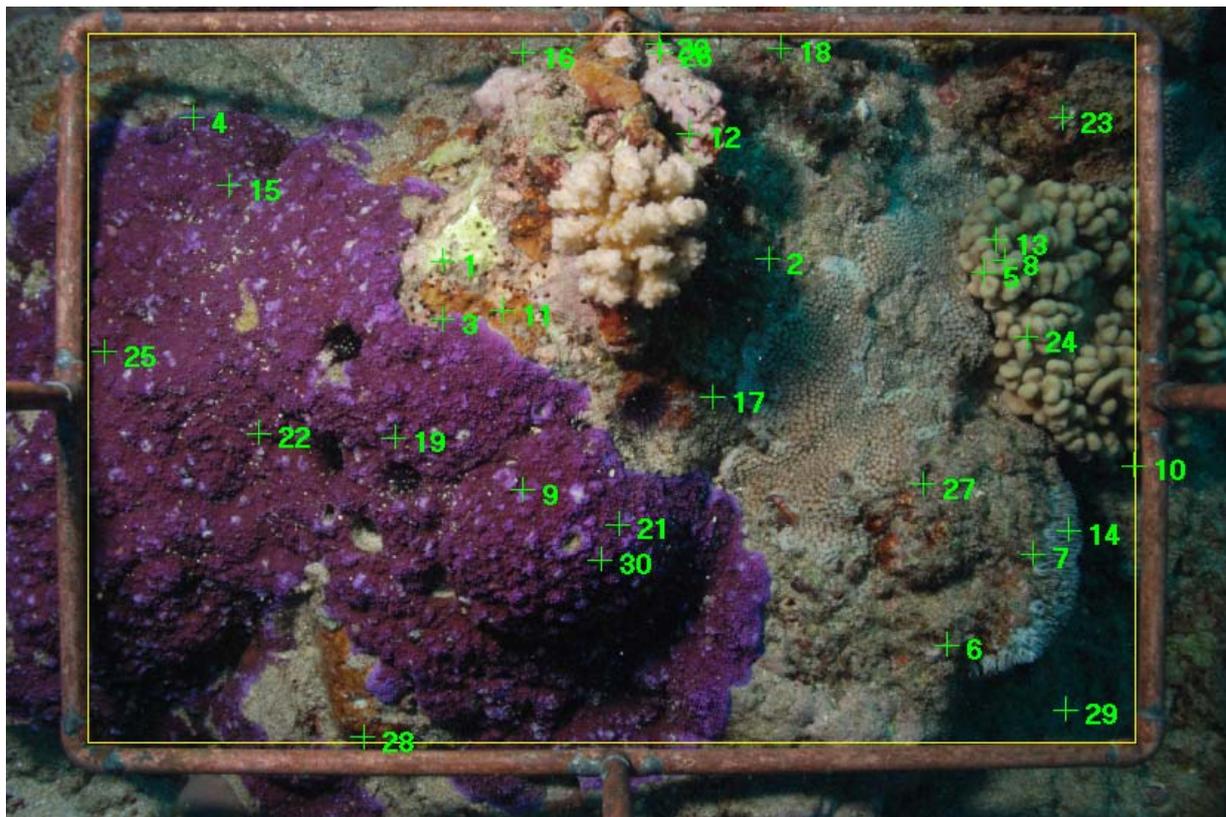


Figure 52 : Exemple de photos-quadrats réalisés en pente externe sur les stations UVC avec tirage aléatoire de points par photo (la surface analysée sur les photos quadrats pour EPICURE été de 0,48 m²).

Présentation des résultats

Sur chaque photo, 30 points sont projetés aléatoirement (Figure 52), et la catégorie benthique correspondante est déterminée pour chacun d'entre eux. Le substrat biotique est identifié au niveau du genre, l'analyse des photos ne permettant pas de réaliser une reconnaissance au niveau spécifique.

Dans un premier temps, les données sont regroupées selon les principales catégories benthiques : coraux durs (scléactiniaires + *Millépora*), coraux mous, algues calcaires encroûtantes, algues (assemblage algal, gazon algal, macroalgues, algues filamenteuses, algues endolithiques), autres organismes (cyanobactéries, éponges, organismes sessiles, organismes mobiles) et substrats abiotiques (sable, débris, roches). Ceci permet d'étudier les tendances générales de ces catégories sur chacune des stations. Puis, dans un second temps, les principaux genres de coraux sont étudiés plus spécifiquement, ce qui permet d'estimer la composition des communautés coralliennes sur chaque station et ainsi d'affiner les analyses initiales.

L'analyse des communautés benthiques est réalisée à travers une première approche exploratoire (type univarié), puis une seconde approche de la structure des communautés par analyse multidimensionnelle (nMDS).

3.3.1.2 Protocole de comptage UVC (transects BELT pour évaluation de l'ichtyofaune)

Les observations de l'ichtyofaune sont généralement obtenues par des comptages visuels en plongée (Under water Visual Census (UVC)) opérés par des plongeurs suivant différents protocoles (transect, point fixe, ...). Les comptages visuels sous-marins ont été utilisés pour dénombrer les poissons *in situ* depuis les années 1950. Aujourd'hui, les UVC sont couramment utilisés pour estimer l'abondance des peuplements ichtyologiques et sont devenus des méthodes de références. Le dénombrement des poissons provenant de recensements « UVC » a été utilisé pour décrire et surveiller les tendances spatiales et temporelles des populations et des communautés qui comprennent les poissons mobiles (McClanahan *et al.*, 2007; Forrester *et al.*, 2008 ; Harborne *et al.*, 2008 ; Paddock *et al.*, 2009). Un nombre de réplicats proportionnel à la surface de l'habitat dans le récif a été considéré (à minima de deux stations et de deux réplicats) et a été stratégiquement positionné pour couvrir la surface totale du récif.

Dans le cas de Geyser et Zélée, l'existence de 11 stations de référence depuis 1996, est la seule indication connue de suivis sur ces bancs (Tessier *et al.*, 1997; Chabanet *et al.*, 2002 ; Chabanet *et al.*, 2007). Il est donc important de poursuivre le monitoring de ces stations référencées pour obtenir une lecture de l'évolution du système sur les zones récifales superficielles (moins de 20 m de profondeur) situées entre -20 m et la surface. Toutefois, les objectifs de l'étude sont de faire un état des lieux des peuplements de poissons de l'ensemble des bancs, de qualifier et quantifier les populations de poissons en fonction des différents habitats identifiés sur la zone, d'identifier les zones préférentielles des espèces commerciales et patrimoniales et à terme de décrire des zones de vulnérabilité. Toutes les stations de 1996, 1997 et 2006 n'ont pas été échantillonnées en UVC sur la mission de 2016, du fait du temps limité sur zone et de conditions météorologiques contraignantes. Seules six stations communes avec les campagnes antérieures ont été échantillonnées et traitées pour une évaluation temporelle des résultats.

Présentation des résultats

Les autres stations ont été placées en fonction de la cartographie surfacique des habitats réalisée pour échantillonner le maximum d'habitats (évaluation spatiale des résultats).

Une estimation des peuplements et de leur variabilité contraint à réaliser un minimum de deux réplicats sur chaque station échantillonnée (Labrosse *et al.*, 2003). Les comptages visuels en plongée sous-marine ont été réalisés sur des transects par une ou deux équipes de deux plongeurs spécialistes de ces méthodes (Figure 53). En effet, entre la première et la deuxième mission, le nombre de compteurs n'a pas été constant, inhérent à la durée de la mission (un mois). De ce fait en fonction du nombre de plongeurs, de la profondeur et des habitats rencontrés, le nombre de transects mis en place n'a pas été toujours constant. Entre deux et quatre transects de 50 m de long sur cinq mètres de large par station ont été effectués (Figure 53). Le premier passage a permis de compter les espèces les plus mobiles, craintives et difficiles d'approches représentées par les prédateurs et espèces commerciales ayant un rayon d'action étendu (*Lethrinidae*, *Serranidae*, *Lutjanidae*, *Scaridae*, *Carangidae* ...). Le deuxième passage a permis d'identifier les espèces territoriales, grégaires souvent abondantes et immobiles ou à déplacement lent (*Muraenidae*, *Synodontidae*, *Holocentridae*, *Pomacentridae* ...). Les comptages ont donc été réalisés selon une procédure standardisée (Labrosse *et al.*, 2003) et ont permis d'estimer le nombre d'individus par espèce (classes d'abondances), ainsi que leur taille (classes de taille) (Harmelin-Vivien, 1985). La biomasse a ensuite été calculée à partir de la densité et de la taille des poissons obtenues pendant les plongées. La conversion des tailles en poids, a été effectuée grâce à la relation : $W = a \times L^b$ Avec : **W** le poids, **L** la longueur standard, **a** l'indice de condition et **b** le coefficient d'allométrie. Ces derniers sont issus de la base de données Fishbase® et du rapport de Wickel et Jamon (2010).



Figure 53 : Comptage de poisson selon la procédure UVC, le long d'un transect de 50 m matérialisé par un penta décamètre déroulé sur l'habitat © Julien Wickel.

3.3.1.3 Protocole STAVIRO (pour évaluation de l'ichtyofaune)

Le système vidéo STAVIRO (station vidéo rotative - SVR) a été élaboré par l'Unité de Recherche Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable de la délégation Ifremer de Nouvelle-Calédonie et mis en application à grande échelle dans le cadre du projet AMBIO « Aires Marines protégées, Patrimoine Mondial et Biodiversité » en Nouvelle Calédonie (Pelletier *et al.*, 2014). C'est un système autonome, permettant d'acquérir des images vidéo haute définition, basé sur la méthodologie dite du point fixe rotatif. Cette méthode repose sur un réseau de stations ou « unités d'observation » de forme circulaire,

Présentation des résultats

sur lesquelles sont dénombrés les poissons vus au cours d'un intervalle de temps prédéfini. De plus, elle présente l'avantage d'être facilement réalisable, car ne requiert ni expert ichtyologue, ni plongeurs professionnels sur le terrain. Elle permet de réaliser environ 20 stations par jour d'échantillonnage et par embarcation, à des profondeurs de 1 à 60 m. La méthode est complémentaire au transect BELT (UVC), grâce aux possibilités d'accès aux habitats profonds (au-delà de 25 m) et à une fréquence d'échantillonnage bien plus élevée, permettant d'étudier une plus grande diversité d'habitats. Elle offre donc la possibilité, de mesurer l'abondance et la diversité de l'ichtyofaune en conditions non perturbées (par la présence d'un observateur), dans divers habitats et dans un espace géographique étendu (Pelletier *et al.*, 2012).

Lors d'une sortie terrain, deux STAVIRO sont systématiquement embarqués, de manière à alterner successivement la phase d'enregistrement et la phase de déploiement/relevage. Le positionnement d'un système est effectué à l'aide d'un GPS et d'une lunette de calfat (ou aquascope), qui permet de visualiser la zone de pose (lorsque la visibilité le permet), et d'assurer au mieux la stabilité du système sur le fond (Figure 54). Le caisson caméra tournant de 60° toutes les 30 secondes (Pelletier *et al.*, 2012), effectue une rotation complète (six secteurs) en trois minutes environ. Le système STAVIRO est laissé en place durant 15 minutes au minimum, durée nécessaire pour enregistrer au moins quatre rotations complètes sans perturbation extérieure.



Figure 54 : Illustrations de la mise à l'eau et de positionnements du système STAVIRO (SVR – station vidéo rotative) sur un habitat corallien et un herbier.

Une fois le travail de terrain achevé et de retour en laboratoire, chaque fichier vidéo est renommé selon un format défini par convention, comprenant un « code station », permettant la correspondance entre les différents fichiers d'analyses. Puis, les vidéos sont dérushées, afin de déterminer si elles sont exploitables ou non, pour cause de mauvais positionnement (plus de deux secteurs non-analysables) ou d'une visibilité inférieure à 5m et identifier la séquence à analyser ultérieurement. L'identification et le comptage de l'ichtyofaune doivent être réalisés en conformité avec un référentiel d'espèces présentes dans la zone d'étude. La méthode STAVIRO permet l'identification et le comptage de toutes les espèces présentes dans le milieu, même si des limites sont mises en évidence pour les espèces cryptiques et de très petite taille. Pour la présente étude, seules les espèces présentant une taille maximale strictement supérieure à 18 cm, donc un intérêt halieutique potentiel, ont été identifiées et comptabilisées. Les tailles maximales prises en compte sont celles du référentiel local d'espèces, qui sont pour la plupart issues de Fishbase. La séquence est alors analysée en binôme (préconisé dans le cadre d'une approche

Présentation des résultats

« expert »). Les individus sont identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible, entre zéro et cinq mètres de distance et dénombrés sur trois rotations complètes de 360°. Pour les poissons au-delà de cinq mètres, on spécifie une distance estimée de chaque individu au STAVIRO, qui sera prise en considération dans le calcul de la densité. La taille des individus est évaluée en trois classes : petit, moyen et grand, basées sur la taille maximale de l'espèce. Dans le cas d'une incertitude sur l'espèce, l'individu reste identifié au genre ou à la famille. Une fois l'ensemble des stations analysées, les données ichthyologiques sont mises en relation avec les variables environnementales pour aboutir à des indicateurs écologiques et halieutiques.

Cette méthode produit donc des jeux de données suffisants pour évaluer à grande échelle spatiale, les diversités, les abondances et les changements des peuplements ichthyologiques, dans le temps et en fonction de leur habitat. Enfin, elle permet de construire des cartes d'indicateurs, avec des grilles de lecture facilement interprétables par les gestionnaires. L'ensemble de la méthodologie est décrit dans Pelletier *et al.* (2015).

Afin de définir au mieux les communautés ichthyologiques présentes dans le secteur étudié, une connaissance de leurs habitats est nécessaire. En effet, de nombreux auteurs ont démontré que la variabilité spatiale des communautés ichthyologiques était influencée par le type d'habitat, sa complexité, la disponibilité en abris et la profondeur. La structure des peuplements de poissons étant également dépendante de l'état de santé des communautés coralliennes, elle peut donc largement être affectée par des changements d'habitat et de disponibilité alimentaire (Chabanet *et al.*, 1995 ; Chabanet *et al.*, 1997 ; Letourneur *et al.*, 1997 ; Connell & Kingsford, 1998 ; Friedlander & Parrish, 1998; Öhman & Rajasuriya, 1998 ; Gratwicke & Speight, 2005b).

Afin d'évaluer les abondances et les richesses spécifiques caractérisant l'ensemble des communautés ichthyologiques inféodées aux bancs récifaux, de la manière la plus représentative possible, l'effort d'échantillonnage par STAVIRO (nombre de stations) a été stratifié en fonction des habitats et de leur surface respective, déterminés lors de la première partie du projet, attachée à établir les cartographies fines des bancs du Geysier, de la Zélée et de l'Iris.

Les stations STAVIRO ont aussi servi de nouveaux points de vérité terrain par la caractérisation de l'habitat visualisé sur une rotation (360°), afin de valider le niveau N5 de la cartographie concernant les habitats du banc du Geysier.

La méthodologie présentée dans ce rapport est une version synthétisée de la méthodologie STAVIRO complète, dans laquelle tous les détails de mise en œuvre sont décrits (Pelletier *et al.*, 2015).

Présentation des résultats

3.3.2 RESULTATS DES DIFFERENTS ECHANTILLONNAGES

3.3.2.1 Banc du Geysier (UVC photos-quadrats)

Environ 900 points par station (30 points x 30 photos) ont été analysés et identifiés. Sur l'ensemble du programme EPICURE, première mission en 2015 et deuxième et troisième missions en octobre et novembre 2016, 35 stations ont été échantillonnées (Tableau 12). Au total, c'est donc un peu plus de 31 500 points d'échantillonnage qui ont ainsi été analysés sur le banc du Geysier, grâce à la méthode des photos-quadrats.

Tableau 12 : Liste des stations UVC retenues pour l'analyse de photos-quadrats avec leur caractéristiques géomorphologiques et d'habitat.

Station	Prof	Latitude	Longitude	Geo_N4	Geo_N5
ORC2	8	-12,3512317	46,4428483	Lagon_peu_profond_5-15m	Massifs
UVC1	15	-12,3300209	46,4461463	Pente_externe	Eperons_Sillons
UVC11	12,8	-12,2658037	46,5750070	Platier_infratidal	Herbier
UVC13	17	-12,2724283	46,4971535	Platier_infratidal	Herbier
UVC14	21	-12,2446863	46,5231081	Pente_externe	Massifs
UVC16	25	-12,3461654	46,5194296	Lagon_profond	Massifs
UVC17	20	-12,2946477	46,5629264	Lagon_profond	Massifs
UVC18	22	-12,2970435	46,5171684	Lagon_profond	Massifs
UVC19	17	-12,3541954	46,4902566	Lagon_intermediaire_15-30m	Massifs
UVC1bis	3	-12,3425660	46,4389224	Platier_emmerge	Platier_emmerge
UVC2	19	-12,3550200	46,4272388	Pente_externe	Eperons_Sillons
UVC20	16	-12,3358961	46,4770543	Lagon_intermediaire_15-30m	Massifs
UVC21	14,9	-12,2742435	46,5851746	Platier_infratidal	Pates
UVC22	5	-12,3831209	46,4881584	Platier_infratidal- Alignements_transversaux	Petits_alignements_transvers aux_et_epandage_detritique
UVC23	9	-12,3932713	46,5025053	Platier_infratidal- Alignements_transversaux	Petits_alignements_transvers aux_et_epandage_detritique
UVC24	26	-12,3585922	46,6152518	Platier_infratidal_ennoye	Epannage_detritique
UVC25	26	-12,4075312	46,5354678	Platier_infratidal_ennoye	Epannage_detritique
UVC29	12	-12,2966898	46,4960990	Pente_interne	Colonies_coralliennes
UVC3	12	-12,3716263	46,4676809	Pente_externe	Eperons_Sillons
UVC30	14	-12,3396497	46,4381378	Pente_externe	Eperons_Sillons
UVC33	24,4	-12,2788104	46,5984781	Pente_externe	Massifs
UVC34	12	-12,3153270	46,6036439	Pente_externe	Eperons_Sillons
UVC35	18	-12,2567446	46,5518846	Pente_externe	Eperons_Sillons
UVC38	20	-12,4133522	46,5344887	Platier_infratidal_profond	Alignements_transversaux- Colonies_corallienne
UVC4	6	-12,3582110	46,4596226	Lagon_peu_profond_5-15m	Massifs_lagon
UVC40	14	-12,4132465	46,5743689	Platier_infratidal_profond	Colonies_corallienne_dense
UVC42	17	-12,2588756	46,5110261	Platier_infratidal	Colonies_coralliennes
UVC43ter	7	-12,3759200	46,4873632	Pente_interne	Colonies_coralliennes

Présentation des résultats

UVC46	18	-12,2711036	46,5124744	Lagon_intermediaire_15-30m	Massifs_lagon_int
UVC46bis	26	-12,2684907	46,5656899	Lagon_intermediaire_15-30m	Massifs
UVC47	12	-12,4017020	46,5174151	Platier_infratidal_profond	Alignements_transversaux- Colonies_corallienne
UVC5	17	-12,3024269	46,4749125	Pente_externe	Eperons_Sillons
UVC6	7	-12,3078742	46,4806286	Pente_interne	Colonies_coralliennes
UVC8	22	-12,4106695	46,5401464	Platier_infratidal_ennoye	Pates_ennoye
UVC9	24	-12,4199693	46,5652257	Passe	Massifs- Fort_Recouvrement_Corallien

3.3.2.2 Banc du Geyser (STAVIRO et UVC BELT)

Le banc du Geyser est le seul des trois bancs à avoir été échantillonné à la fois en STAVIRO et en UVC. Un total de 230 stations vidéo rotatives (STAVIRO) a été réalisé sur la quasi-totalité de la couronne récifale du banc, ainsi que dans les parties intermédiaires et profondes du lagon interne (Figure 55 et Annexe 4). Afin de compléter les données d'évaluation des communautés ichtyologiques, 35 stations UVC ont été effectuées (Tableau 12). En outre, ces transects UVC ont aussi été évalués d'un point de vue benthique, avec l'analyse du recouvrement du substrat par les organismes vivants.

3.3.2.3 Banc de l'Iris (STAVIRO)

Le banc de l'Iris quant à lui a été échantillonné par 52 stations vidéo rotatives. Elles ont été positionnées sur les grandes structures géomorphologiques comme, les pentes externes de plateau, les pentes internes, les lagons intermédiaires, les lagons profonds, ainsi que les platiers ennoyés profonds et les platiers infratidaux (Figure 56).

Présentation des résultats

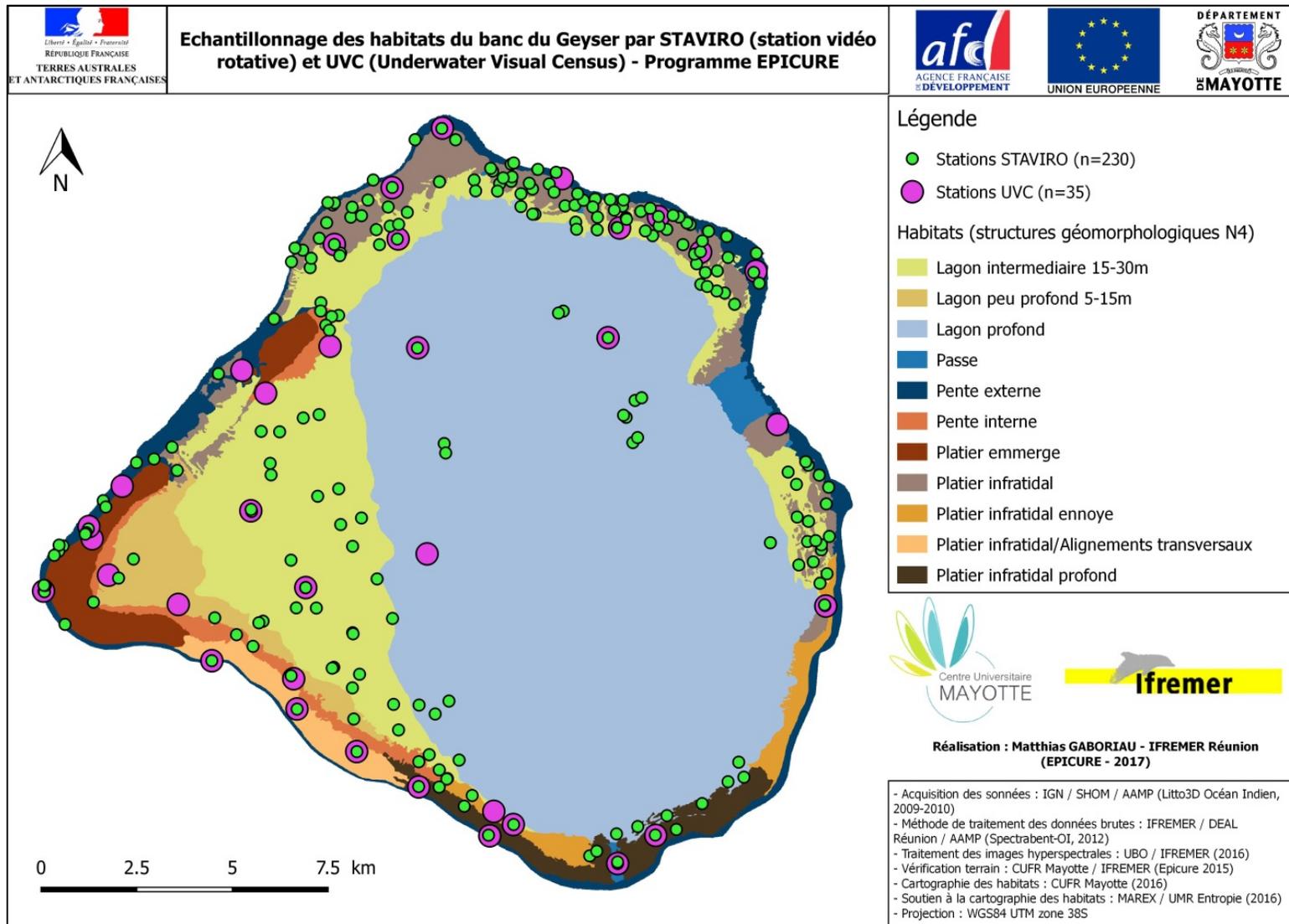


Figure 55 : Carte de l'échantillonnage des habitats de niveau N4 du banc du Geyser par STAVIRO (station vidéo rotative) et UVC.

Présentation des résultats

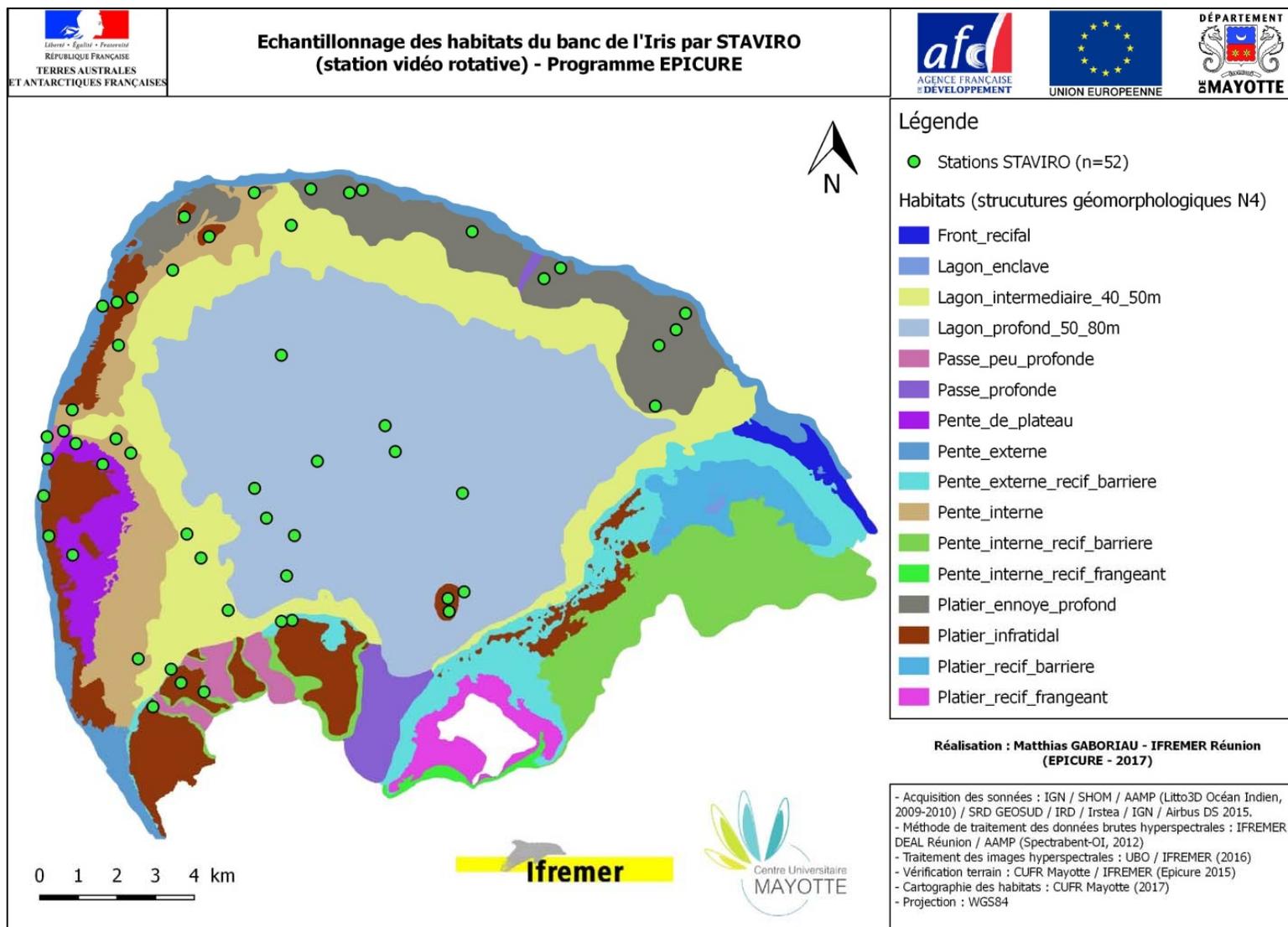


Figure 56 : Carte de l'échantillonnage des habitats de niveau N4 du banc de l'Iris par STAVIRO (station vidéo rotative).

3.3.3 ANALYSES DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES RÉCIFALES

L'analyse exploratoire de la structure globale des communautés benthiques (Figures 57 et 58) permet de mettre en évidence une organisation spatiale très nette des différentes zones du banc du Geysier :

- les stations situées au sud du banc et à proximité de la passe sud (UVC 9, 40 et 8) qui sont caractérisées par des recouvrements coralliens exceptionnels (> à 50-70 %), notamment en Acropores tabulaires qui constituent des champs uniformes quasi monospécifiques,
- les stations situées au nord du fer à cheval qui sont caractérisées par un recouvrement corallien fort et une biodiversité élevée,
- les stations de terrasses internes centrales peu profondes qui constituent des faciès particuliers et originaux pour les bancs où les recouvrements coralliens sont moyens et composent avec une forte proportion de gazons algaux et de macroalgues,
- les stations profondes situées sur les pâtés coralliens au centre du banc composées d'un peuplement mixte (corallien et algal) et qui abritent une faune ichthyologique importante,
- les zones de platiers récifaux peu profonds à forte dominance algale et de substrats abiotiques,
- les zones à herbiers de phanérogames quasi monospécifiques, qui sont caractéristiques du secteur nord-est et est du banc entre 13 et 18 m de profondeur,
- les stations situées à l'est du banc sur la zone effondrée, qui sont caractérisées par des communautés algales dominantes et un recouvrement corallien assez faible. Elles présentent en revanche des peuplements de poissons exceptionnels.

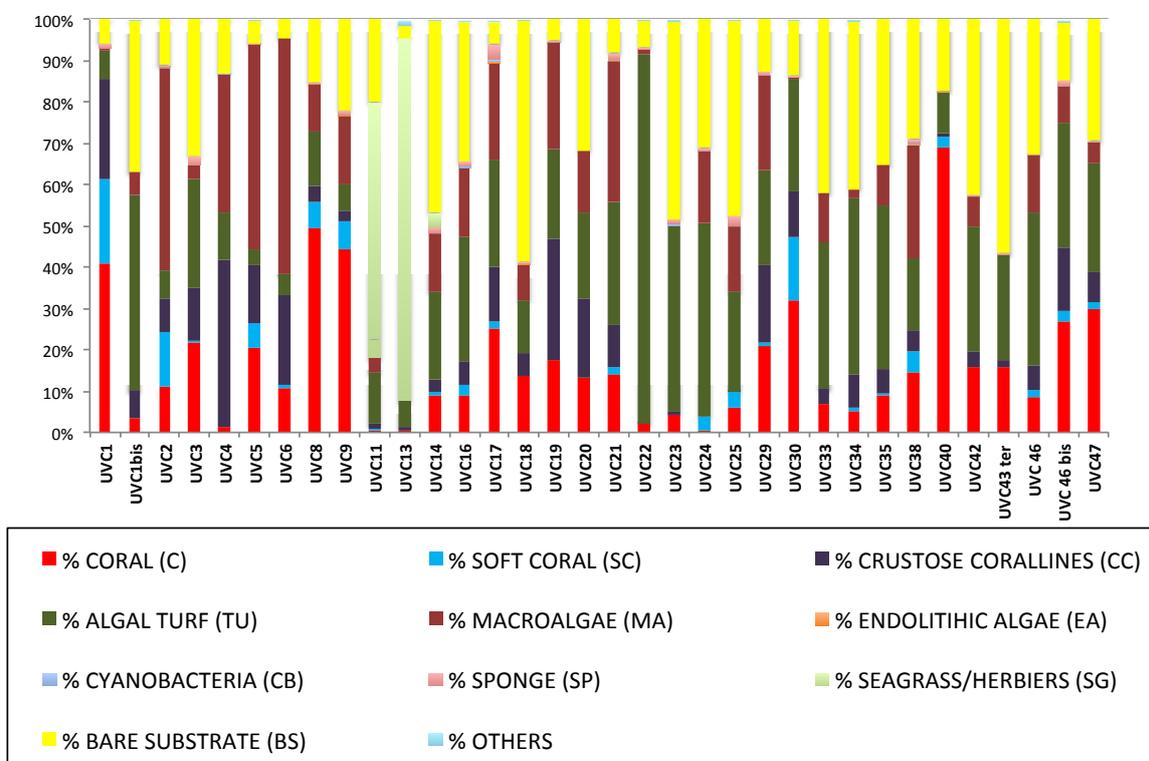


Figure 57 : Recouvrements (en %) des principales catégories benthiques sur les stations UVC du banc du Geysier en 2016.

Présentation des résultats

La seconde approche multidimensionnelle (nMDs) réalisée sur les communautés benthiques et les habitats associés permet de discriminer les stations sur la base de leurs similarités (Figure 58). Elle confirme statistiquement les résultats précédents, notamment en ce qui concerne la différenciation des principaux habitats récifaux qui sont significativement différents (ANOSIM $R=0,549$, $p=0,001$). Les tests posthoc (Pairwise tests) montrent que ces différences sont les plus fortes entre certains habitats spécifiques :

- les zones de pentes externes du nord et les zones de pâtés internes du banc (ANOSIM ; $R=0,673$, $p=0,048$),
- les zones de pentes externes et les pentes internes coralliennes ($R=0,545$, $p=0,048$),
- les zones de pentes externes et les zones de platiers *sensu stricto* ($R=0,744$, $P=0,018$),
- Les zones de pentes externes du nord et les zones de passes situées au sud du banc ($R=0,855$, $P=0,048$),
- les zones d'herbiers et tous les autres types d'habitats ($R=1$, $p=0,048$),
- les grandes pentes externes de l'est du banc et celle nord du « fer à cheval » ($R=0,7$, $P=0,016$),
- les pentes externes de l'est du banc, les zones centrales et les terrasses profondes du Geyser ($R=0,926$, $p=0,029$).

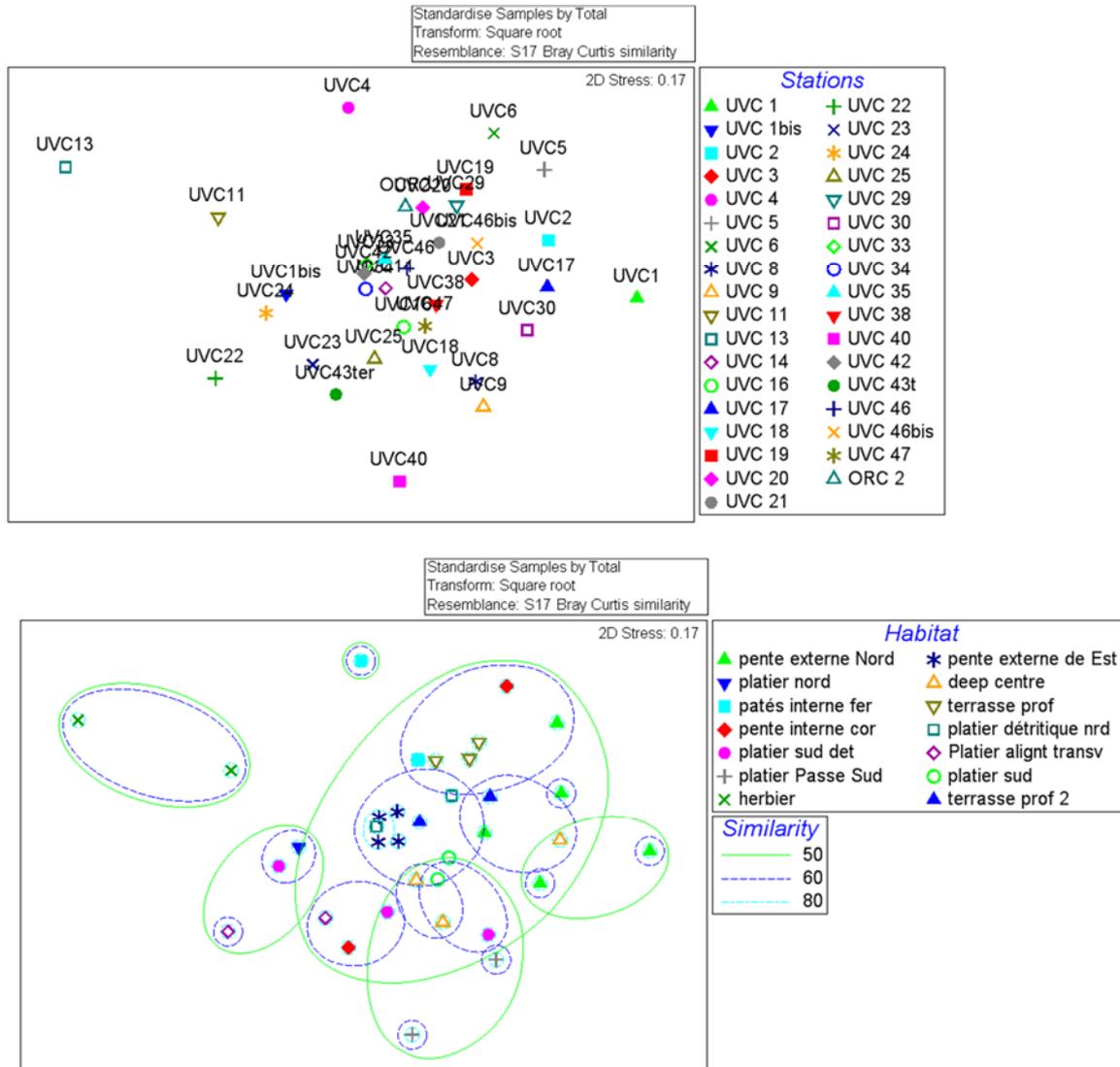


Figure 58 : Analyse multidimensionnelle (nMDS) des communautés benthiques et des habitats associés sur le banc du Geyser.

Présentation des résultats

Cette analyse confirme que les structures des communautés benthiques et coralliennes sont nettement différentes entre les zones situées au nord, à l'est, au sud et au centre du banc :

- Les zones de pentes externes du Nord sont préférentiellement caractérisées par des algues calcaires, des coraux mous (*Cespitularia sp*) , des *Porites* et de nombreux Acropores.
- Les zones de platier situées au Nord sont composées d'herbiers de phanérogames à *Thalassodendron ciliatum* monospécifiques.
- La zone centrale du banc et les terrasses profondes sont composées de massifs de grande taille caractérisés par des gazons algaux, des algues calcaires, des Dycytiales et des formations de macroalgues originales (*Tydemanina sp.*) qui sont localement très abondantes (> à 16 % de recouvrement). Les formations coralliennes sont composées par de nombreux Pocillopores (*Pocillopora eydouxi*), des Favidae (*Favites peresi*, *Favia stelligera*, *Echinopora sp*, *Goniastrea retiformis*) et des Acropores (*Acropora hyacinthus*).
- Les zones de pentes externes effondrées situées à l'Est du banc sont des formations originales de par leur profondeur (zones > à 18 m) composées majoritairement par des formations algales (gazons algaux, *Tydemanina sp*, algues calcaires). Les coraux y sont assez peu abondants.
- Les zones de platiers situées à proximité des passes du Sud sont caractérisées par des formations coralliennes exceptionnelles (> à 70 % de recouvrement) composées d'Acropores tabulaires sains, quasi monospécifiques (*Acropora hyacinthus*), d'algues calcaires et de coraux mous (*Cespitularia sp*).

Ces différents éléments structurels sur les communautés benthiques constituent un résultat majeur qui n'avait pas encore été montré par les études antérieures, et qui constitue un des objectifs du programme EPICURE.

La richesse et la biodiversité corallienne très élevées des secteurs situés au Sud (recouvrement > à 70 % dont plus de 17% d'Acropores tabulaires, *Acropora hyacinthus*) et dans la zone centrale du banc, constituent des éléments déterminants à prendre en considération dans la gestion de ce banc. Elles sont associées à de fortes abondances et biomasses des peuplements ichthyologiques (cf. § 3.3.4 et 3.3.5) ce qui confirme le très fort potentiel du banc du Geyser.

3.3.4 ANALYSES DES COMMUNAUTES ICTHYOLOGIQUES PAR L'APPROCHE FONCTIONNELLE

Avec deux méthodes d'échantillonnage, plus de 416 espèces ont été recensées dans cette étude dont 61 qui n'ont pu être identifiées qu'au genre.

En UVC, plus de 332 espèces ont été recensées sur les 35 stations échantillonnées appartenant à 44 familles (Figure 59). Dans les graphiques suivants, seules les familles représentant plus de 1 % de l'abondance totale sont prises en compte. Les familles les plus représentées sur le banc du Geyser, d'après la méthode UVC, sont les Labridae (57 espèces), les Pomacentridae (31 espèces), les Serranidae (27 espèces), les Acanthuridae (26 espèces), les Scaridae (22 espèces), les Chaetodontidae (21 espèces), les Balistidae et les Holocentridae (11 espèces), les Lethrinidae et les Lutjanidae (10 espèces). Les familles les plus abondantes sont les Pomacentridae (74 ind/100m²) et les Caesionidae (47 ind/100m²), essentiellement sur les massifs profonds, les pâtés du lagon intermédiaire et les colonies coralliennes denses du platier infratidal. Les Acanthuridae, les Labridae et les Serranidae sont respectivement composés en moyenne de 31 ind/100m², 21 ind/100m² et 19 ind/100m². Les autres familles composent chacune moins de 2 % du peuplement, notamment pour les Lutjanidae. Les Labridae composent en majorité les peuplements des habitats peu profonds, tels que les platiers et la pente interne. Les serranidae se retrouvent essentiellement sur les platiers infratidaux enoyés à épandage détritique, les pentes externes, les passes et les pâtés du platier infratidal. *Chromis dimidiata*, *Pterocaesio tile*, *Caesio xanthonota*, *Chromis ternatensis* et *Chromis weberi* composent 37 % de l'abondance totale. Parmi les Serranidae, l'espèce qui domine est l'Anthias commun (*Pseudanthias squamipinnis*) et chez les Acanthuridae, ce sont *Acanthurus nigrofuscus*, *Ctenochaetus striatus*, *Ctenochaetus truncatus*. Les Lutjanidae sont composés essentiellement d'individus appartenant aux espèces *Lutjanus gibbus* et *Malacor niger*. *Lutjanus bohar* ne constitue que la 4ème espèce la plus abondante parmi les Lutjanidae.

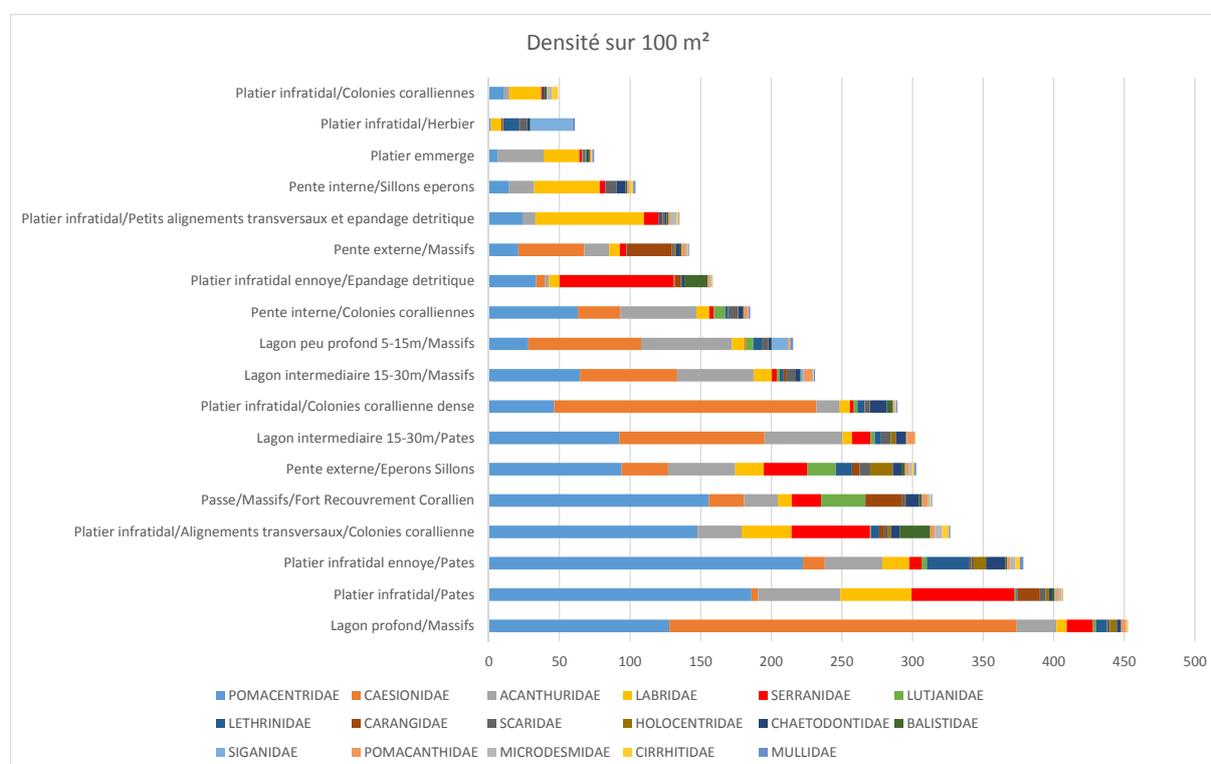


Figure 59 : Densités par famille et par type d'habitat d'après les analyses des données UVC sur le banc du Geyser.

Présentation des résultats

En STAVIRO, 342 espèces ont été observées, dont 57 qui n'ont pu être identifiées qu'au genre (Figure 60).

Sur Geysier, 230 espèces ont été recensées parmi 37 familles. Les familles les plus représentées sur le banc de l'Iris, d'après la méthode staviro, sont les Labridae (32 espèces), les Acanthuridae (28 espèces), les Serranidae (23 espèces), les Scaridae (24 espèces), les Chaetodontidae (13 espèces), les Lethrinidae (11 espèces), les Balistidae et les Holocentridae (10 espèces), les Lutjanidae (8 espèces), les Carangidae (7 espèces) et les Mullidae (6 espèces). Les familles les plus abondantes sont les Acanthuridae (26 ind/10m²) et les Caesionidae (31 ind/100m²), ainsi que la famille des Congridae représentée par une seule espèce (*Heteroconger hassi*). Les Lutjanidae et les Scaridae totalisent 7 ind/100m², les Balistidae 6 ind/100m², les Labridae, les Lethrinidae et les Serranidae composent moins de 5 ind/100m² du peuplement. Les Caesionidae se retrouvent sur les massifs et pâtés de lagon et sur les zones profondes à colonies coralliennes denses. Les Acanthuridae sont majoritairement présents sur les mêmes habitats, ainsi que sur les éperons sillons de pente externe et les colonies coralliennes de platier. Les Lutjanidae sont très abondants au niveau des colonies coralliennes de platier infratidal et des massifs et pâtés de lagon profond. Les Scaridae sont présents essentiellement sur les massifs de platier intermédiaire, les éperons sillons de pente externe, les platiers infratidaux à colonie corallienne. L'abondance des Lethrinidae est élevée au niveau des pâtés et massifs profonds, ainsi que des colonies coralliennes du platier infratidal. Les Serranidae sont également présents sur ces mêmes habitats, ainsi que sur la pente externe. Les espèces qui composent 55 % du peuplement sont *Pterocaesio tile*, *Heteroconger hassi*, *Ctenochaetus striatus*, *Caesio xanthonota*, *Acanthurus nigrofuscus*, *Lutjanus kasmira*, *Lutjanus gibbus*, *Acanthurus leucosternon*, *Acanthurus thompsoni* et *Odonus niger*.

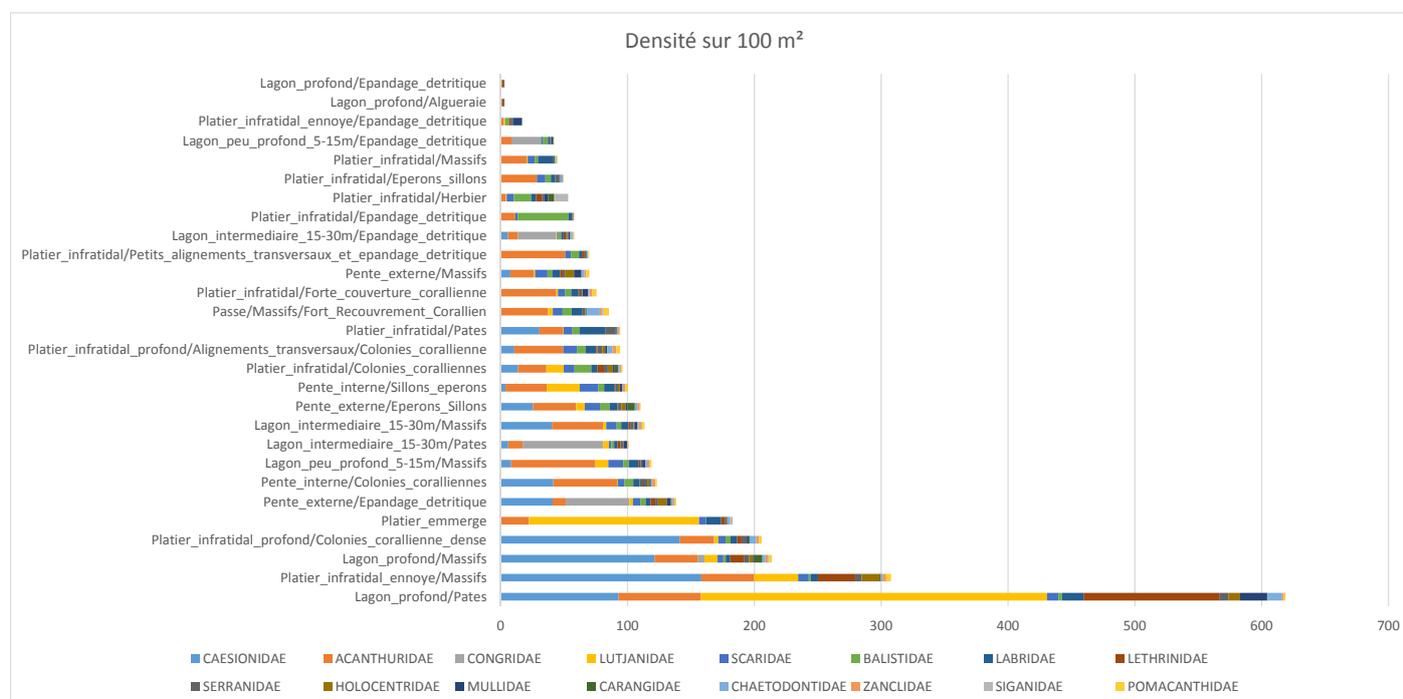


Figure 60 : Densités par famille et par type d'habitat d'après les analyses des données Staviro sur Geysier.

Présentation des résultats

Sur le banc d'Iris, 252 espèces ont été observées appartenant à 38 familles (Figure 61). Les plus représentées sur le banc de l'Iris, d'après la méthode staviro, sont les Labridae (44 espèces), les Acanthuridae (22 espèces), les Pomacentridae (21 espèces), les Chaetodontidae (20 espèces), les Serranidae (20 espèces), les Scaridae (14 espèces) et les Holocentridae (10 espèces). Les autres familles sont caractérisées par moins de 10 espèces. Les familles les plus abondantes sont les Pomacentridae (39 ind/100m²) et les Serranidae (27 ind/100m²). Les autres familles totalisent moins de 10 ind/100m². Les Pomacentridae et les Serranidae se retrouvent essentiellement sur les massifs et les pâtés du lagon profond, et les autres structures coralliennes de ce type, c'est-à-dire, à complexité structurale importante. Les Caesionidae se retrouvent sur les pâtés du lagon intermédiaire et sur les massifs de la pente externe. Les Lutjanidae sont présents en plus grande quantité sur les zones les plus profondes, sur les massifs et dans les zones à épandage détritique. Les Congridae sont principalement observés sur les zones de sables. Enfin, les Acanthuridae semblent être présents sur l'ensemble des habitats. L'abondance des Lethrinidae est faible sur l'ensemble des habitats. Les espèces qui composent plus de 50 % du peuplement sont *Chromis opercularis*, *Nemanthias carberryi*, *Pterocaesio tile*, *Dascyllus carneus*, *Chromis dimidiata* et *Pseudanthias squamipinnis*.

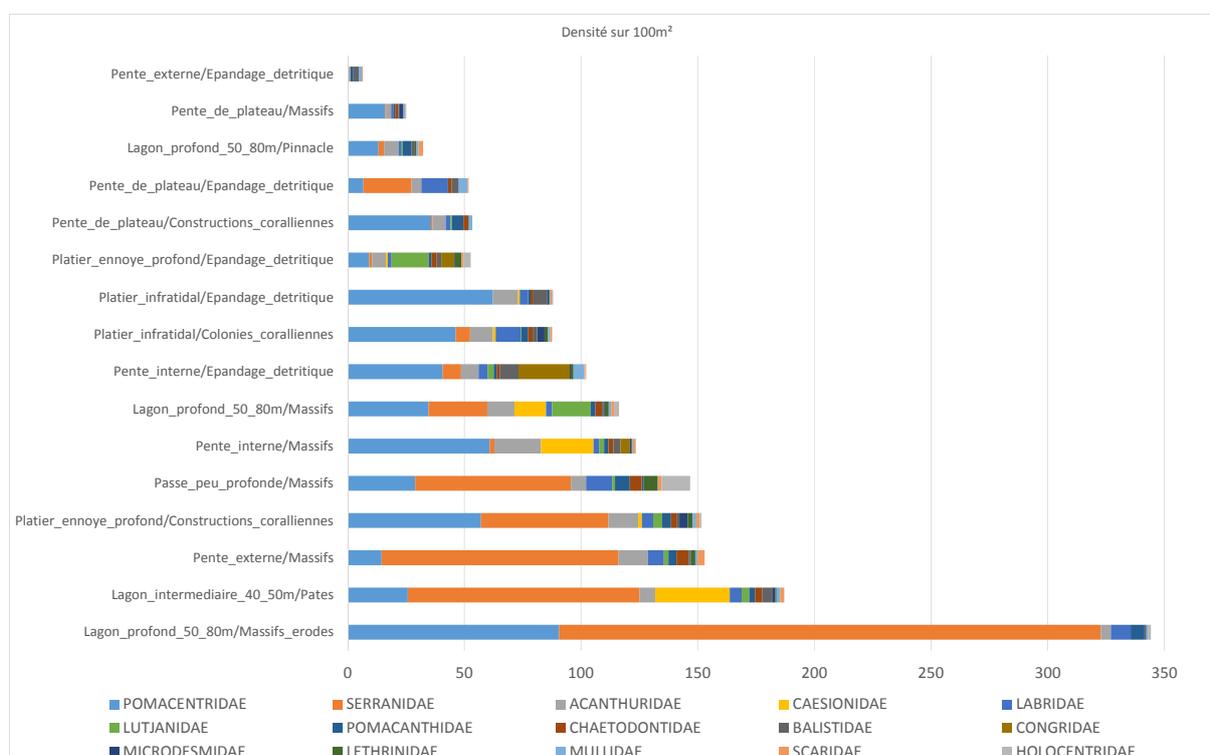


Figure 61 : Densités par famille et par type d'habitat d'après les analyses des données Staviro sur Iris.

3.3.4.1 Présentation des indices de biodiversité utilisés dans ce travail

La biodiversité est une notion qui regroupe l'ensemble des variations du vivant à savoir, la variation du nombre d'espèce et de leur densité, mais également leurs fonctions dans l'écosystème, leurs variations génétiques, leurs formes, leurs couleurs, etc. Dans le cadre de ce travail, nous nous sommes uniquement basés sur des métriques de diversités d'espèces et de fonctions.

De nombreuses métriques de diversité spécifique existent et sont généralement regroupées en trois catégories qui sont la richesse (le nombre d'espèce ou d'individus), l'hétérogénéité (la fréquence des différentes espèces) et l'équitabilité (la distribution des individus au sein des espèces) (Krebs, 1999). Ces indices qui sont complémentaires, apportent chacun une information particulière sur les assemblages, et leur utilité est résumée dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Nom, symbole et utilité des indices de diversité spécifique (richesse, hétérogénéité, équitabilité), choisis pour analyser les variations de structure entre assemblages.

Type d'indice	Indice	Utilité
Indices de richesse	Rs (Richesse spécifique)	Nombre d'espèce d'un assemblage
	Dens (Densité)	Densité totale d'individus
	Biom (Biomasse)	Indique la biomasse totale d'un assemblage
	Rmn (Indice de Menhinick)	Nombre d'espèces de l'assemblage standardisé par le nombre de spécimens. Plus l'effort de quantification de la richesse est important plus le nombre d'espèces augmente. Cet indice corrige pour cet effet en standardisant par le nombre de spécimens d'un assemblage.
Indices d'hétérogénéité	H' (Indice de Shannon)	Permet de quantifier l'hétérogénéité de la diversité d'espèces d'un milieu d'étude (sensible aux espèces rares). Plus il augmente plus l'hétérogénéité est importante (varie de 0 à $\log_2(S)$).
	λ (Indice de Simpson)	Exprime la probabilité que deux individus échantillonnés de façon aléatoire et indépendante d'une communauté appartiennent à la même espèce. Plus l'indice est fort, plus la station analysée est diversifiée en espèces.
Indices d'équitabilité	J' (Indice de Pielou)	Cet indice mesure la distribution des individus entre espèces. Plus il est élevé, plus les spécimens sont répartis de façon homogène entre espèces. Cet indice est basé sur l'indice de Shannon.
	E (Indice d'équitabilité de Simpson)	Très similaire (même indication) à l'indice de Pielou, mais basé sur l'indice de Simpson.

La diversité fonctionnelle a également été estimée dans cette étude à l'aide d'indices. Les indices proposés reposent sur des données d'abondance spécifique, mais surtout sur un espace fonctionnel dont la construction est présentée en Annexe 2.1 et dont la signification dans cette étude est présentée en section 3.3.3.5.1. Nous avons retenu sept indices dont l'utilité et le calcul sont résumés dans le Tableau 14. Il est à noter que pour plusieurs de ces indices, leur interprétation repose sur le fait que, dans un espace fonctionnel, il est communément accepté que le centre de l'espace est

Présentation des résultats

peuplé par des espèces généralistes, alors que la périphérie est surtout peuplée de spécialistes. En effet, ceci est lié au fait que les généralistes réalisent plusieurs fonctions dans lesquelles ils ne sont pas très performants (donc ils se situent au milieu), alors que les spécialistes réalisent une seule fonction de façon très performante (donc ils se retrouvent en marge des autres espèces). Pour une compréhension plus pragmatique de cette notion, il est possible de voir l'interprétation de l'espace fonctionnel utilisé dans cette étude en section 3.3.3.5.1.

Tableau 14 : Sept indices ont été choisis pour décrire les variations fonctionnelles au sein des assemblages. La première (Fide) décrit les variations fonctionnelles trait par trait des assemblages, les suivantes indiquent de combien l'espace fonctionnel est rempli (FRic) ou comment il est rempli (FDiv, FDis, FEve), et finalement les deux derniers sont utilisés pour détecter quelles espèces influencent les variations dans l'espace fonctionnel (FSpe, FOri). Remarque : les définitions énoncent la biomasse, mais ces mesures peuvent tout aussi bien être pondérées par des densités d'individus.

Indice	Définition	Utilité de la métrique	Référence
Fide (Functional Identity)	Fide est la moyenne pondérée par les biomasses de la position des espèces sur un axe de l'espace fonctionnel	Métrique univariée (i.e. une valeur par axe fonctionnel), qui permet de décrire la structure moyenne d'un assemblage (ex. est-ce que l'assemblage devient dominé par des herbivores?)	Garnier et al. (2004)
FRic (Functional Richness)	FRic est le volume de l'espace fonctionnel rempli par les espèces (indépendamment de leurs biomasses)	Cette métrique permet de quantifier la gamme de fonctions présentes dans l'assemblage (plus le volume est grand, plus il y a de fonctions extrêmes)	Cornwel et al. (2006)
FDiv (Functional Divergence)	FDiv mesure de manière standardisée la proportion de la biomasse totale qui est portée par les espèces à la périphérie de l'espace fonctionnel occupé	Indique la prédominance des espèces ayant les traits les plus extrêmes par rapport aux autres espèces présentes.	Villéger et al. (2008)
FDis (Functional Dispersion)	FDis est la variance brute de la distribution des biomasses dans l'espace fonctionnel	Similaire à FDiv, mais valeur non standardisée par le volume rempli	Laliberté et al. (2010)
FEve (Functional Evenness)	FEve mesure l'homogénéité du remplissage de l'espace fonctionnel par les espèces et leurs biomasses	Une valeur faible indique une hétérogénéité fonctionnelle (quelques portions de l'espace fonctionnel occupées par la grande majorité de la biomasse et tout le reste peu occupé)	Villéger et al. (2008)
FSpe (Functional Specialization)	FSpe est la moyenne pondérée par les biomasses de la spécialisation des espèces (i.e. distance au centre de l'espace fonctionnel)	Indique la prédominance des espèces ayant les traits les plus extrêmes par rapport à toutes les espèces du pool régional	Bellwood et al. (2006)
FOri (Functional Originality)	FOri est la moyenne pondérée par les biomasses de l'originalité des espèces (i.e. distance à l'espèce du pool régional la plus proche)	Indique la prédominance des espèces ayant les traits les plus différents de toutes les autres espèces du pool régional	Pavoine et al. (2005), Mouillot et al. (2008)

3.3.4.2 Comparaison des recensements entre les méthodes STAVIRO et UVC à l'aide d'indices de diversité.

Méthode

Pour cette comparaison, nous avons rassemblé les stations qui ont été quantifiées avec les deux méthodes (STAVIRO et UVC) et pour lesquelles nous avons au moins deux réplicats par méthode, soit un total de sept sites d'étude. Nous avons pris le soin de ne conserver que les espèces qui ont au moins été observées une fois avec les deux méthodes. Ceci est principalement lié au fait que seule les espèces >18 cm de leur tailles maximale ont été retenu pour les analyses vidéos. Il est également possible que certaines espèces aient été discriminé différemment selon les méthodes (du a des problèmes de contraste ou de profondeur de champ), mais nous n'avons pas tenu compte de ce type de différences, sans doute marginale, et probablement sans gros impact sur les résultats. Finalement, cette comparaison a été réalisée dans le but d'apporter une information sur les différences d'estimation selon les méthodes dans le cadre de l'interprétation des résultats de cette étude et en aucun cas pour valider ou non une approche ; pour ceci se référer à des études comparative (Mallet *et al.*, 2014). L'unité de réplicats est le transect pour la méthode UVC et la moyenne des trois rotations pour le système STAVIRO. Sachant que le nombre de réplicat était différent selon les méthodes et les sites, nous avons testé l'effet de ces deux facteurs simultanément sur la valeur des différents indices avec une analyse de variance (ANOVA) de type II.

Résultat

Les résultats de ces analyses montrent très clairement des différences de l'estimation du nombre d'espèces et de la densité entre méthodes (Tableau 15). En revanche, la non significativité de l'indice de Menhinick qui est un indice de richesse spécifique standardisé pour l'effort (par le nombre d'individus observés) pourrait indiquer que cette différence est lié à l'effort d'échantillonnage. L'effort d'échantillonnage peut être persu de deux facons : le temps d'échantillonnage et le volume (ou surface) mesuré. En effet, bien que l'unité de surface de réplication des comptages UVC, qui consiste en un transect de 250 m² par station, soit du même ordre de grandeur que les comptages STAVIRO (314 m² pour un rayon de 10 m), cette dernière méthode n'enregistre la faune sur site (i.e. flux de poissons) que pendant 9 min contre parfois 30 min à 1h pour les comptages UVC. Même si l'approche UVC ne requières presque pas de post traitement comparé aux comptages vidéo (i.e. jusqu'à plusieurs heures pour une vidéo), ce post traitement ne change en rien le fait que la vidéo ne filme le passage de la faune que pendant 9 min contre 30 min à 1h pour l'UVC (même si le temps effectif des comptages UVC pourrait n'être que de 20 min pour un transect de 30 min sous l'eau en raison de la prise de note). De même, le champ de vision des caméras (même si elles tournent à 360° est limité surtout en hauteur par rapport au plongeur, donc le volume mesuré est différent car bien plus grand chez le plongeur. Il existe donc une différence d'effort d'échantillonnage qui entraine sans doute une différence du nombre d'espèces observé et probablement de la densité. Pour ce qui est des autres indices, les différences observées sont très certainement une conséquence de cette différence d'effort d'échantillonnage. Par conséquent, il est important de ne pas comparer ou interpréter les valeurs absolues des différences de densité et de richesse spécifique qui seraient mesurées avec des méthodes différentes (i.e. SVR vs UVC) car les estimations sont dépendantes de la méthode. En revanche, il est possible de comparer les tendances de variations des assemblages qui seraient obtenues indépendamment avec chaque méthode. De plus, aucun effet significatif de l'interaction entre site et méthode n'a été mis en évidence dans les analyses de densité et de

Présentation des résultats

richesse spécifique (résultats non présentés). Il est donc possible qu'un facteur multiplicatif pour corriger les différences d'estimations d'assemblages entre les deux méthodes existe mais la puissance de ces analyses ne permet pas ce genre d'extrapolation. En effet, l'échantillon repose seulement sur la comparaison de 7 sites parmi 5 habitats.

Une deuxième différence potentielle est le fait que seules certaines espèces (>18 cm en taille max) ont été quantifiées avec la méthodologie STAVIRO, alors qu'un recensement exhaustif a été réalisé avec la méthodologie UVC. Nous avons tenu compte de cette différence en analysant que les espèces vues par les deux méthodes. En revanche, nous avons également fait les analyses sans faire ces corrections (statistiques non présentés) pour voir si cela changeait complètement les résultats. Les résultats énoncés (Tableau 15), semblent être faiblement influencés par une suppression (ou pas) des espèces non comptabilisées dans les comptages STAVIRO (Figure 62), (résultats statistiques non présentés ici). Ce résultat ne repose que sur la comparaison de sept stations ou nous avons peu de réplicats pour les deux méthodes. Par conséquent, et bien qu'il faille prendre ce résultat avec précaution faute de puissance statistique, ces différences semblent moins importantes pour les recensements des assemblages que l'effet d'un effort d'échantillonnage différent. Il sera donc nécessaire de faire attention à ces différences dans l'interprétation des résultats.

Tableau 15 : Résultats de la comparaison sur sept sites de comptage des assemblages entre méthode STAVIRO et UVC. Pour ces analyses, seules les espèces observées au moins une fois avec les deux méthodes ont été retenues. Quand une correction du jeu de donnée était nécessaire pour obtenir la normalité, celle-ci est notifiée entre parenthèses (log pour logarithmique et exp pour exponentielle). Les valeurs significatives sont notées en rouge.

Indices	Comparaison STAVIRO/UVC des abondances standardisées pour les deux méthodes	
Rs	Méthodes : $F_{1,32}=45.65$, $p<0.001$	Sites : $F_{6,32}=2.16$, $p=0.074$
Rmn	Méthodes : $F_{1,32}=3.80$, $p=0.060$	Sites : $F_{6,32}=1.71$, $p=0.151$
Dens (log)	Méthodes : $F_{1,32}=14.25$, $p<0.001$	Sites : $F_{6,32}=0.54$, $p=0.770$
H'	Méthodes : $F_{1,32}=4.94$, $p=0.033$	Sites : $F_{6,32}=2.37$, $p=0.053$
λ (exp)	Méthodes : $F_{1,32}=4.24$, $p=0.048$	Sites : $F_{6,32}=1.69$, $p=0.155$
J'	Méthodes : $F_{1,32}=0.00$, $p=0.995$	Sites : $F_{6,32}=1.62$, $p=0.173$
E (log)	Méthodes : $F_{1,32}=16.97$, $p<0.001$	Sites : $F_{6,32}=0.69$, $p=0.663$
FRic	Méthodes : $F_{1,32}=75.39$, $p<0.001$	Sites : $F_{6,32}=4.85$, $p=0.001$
FDiv	Méthodes : $F_{1,32}=0.84$, $p=0.366$	Sites : $F_{6,32}=4.33$, $p=0.003$
FEve	Méthodes : $F_{1,32}=0.64$, $p=0.431$	Sites : $F_{6,32}=1.52$, $p=0.203$
FDis	Méthodes : $F_{1,32}=3.20$, $p=0.083$	Sites : $F_{6,32}=1.25$, $p=0.308$
FSpe	Méthodes : $F_{1,32}=8.08$, $p=0.008$	Sites : $F_{6,32}=4.13$, $p=0.004$
FOri	Méthodes : $F_{1,32}=25.90$, $p<0.001$	Sites : $F_{6,32}=1.56$, $p=0.192$

Présentation des résultats

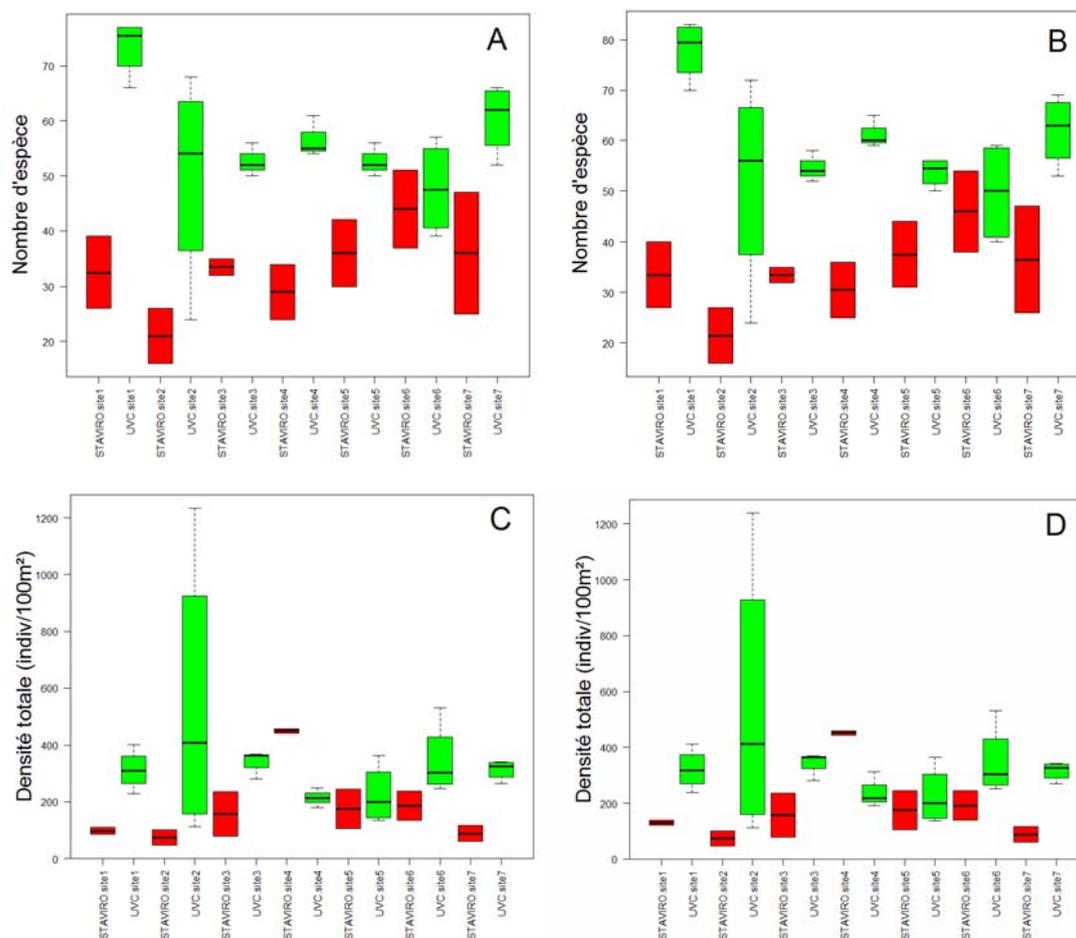


Figure 62 : Comparaison du nombre d'espèces (A et B) et de la densité totale (C et D) observées (avec standardisation d'espèces vues par les deux méthodes A, C et sans B, D) par les méthodes STAVIRO (rouge) et UVC (vert).

3.3.4.3 Analyse de l'évolution des peuplements ichthyologiques ces 20 dernières années

Méthode

Grâce à la collaboration d'experts ichtyologues réunionnais, certaines données de comptage issues des campagnes de 1996 et 2006 ont été récupérées. Six stations de récifs coralliens (quatre pentes externes, une pente interne et un massif lagunaire) ont pu être comparées sur une période de 20 ans (Figure 63). En revanche, aucune réplique historique intra-station, n'a pu être retrouvée. Seules les densités moyennes par station ont été utilisées, mais aucune variance intra-station n'a été calculée. Pour pallier à ce problème, nous avons réalisé deux séries d'analyse : la première entre différente date pour voir l'effet du temps et la deuxième entre station (toutes dates confondues), pour s'assurer de l'homogénéité des stations. En effet, sachant que tous ces comptages sont représentatifs d'assemblages récifaux, nous avons considéré les 6 stations comme des réplicats d'habitat récifaux. Pour cette raison, une analyse des différences entre stations à partir des trois comptages (1996, 2006 et 2016), a été réalisée pour tester l'homogénéité des données entre stations.

Présentation des résultats

L'analyse de l'évolution des assemblages de ces 6 stations a été réalisée à l'aide de différents indices de diversité spécifique (Tableau 13) et fonctionnels (Tableau 14). Une ANOVA a été réalisée pour analyser une variation éventuelle de chacun de ces indices entre stations et au cours du temps.

Résultats

Globalement, et au vu des données disponibles, les résultats montrent qu'aucun changement majeur dans les assemblages ne s'est opéré ces 20 dernières années. Seule la richesse spécifique standardisée (Rmn) semble avoir augmenté sur les assemblages quantifiés en 2016 (Tableau 16, Figure 63).

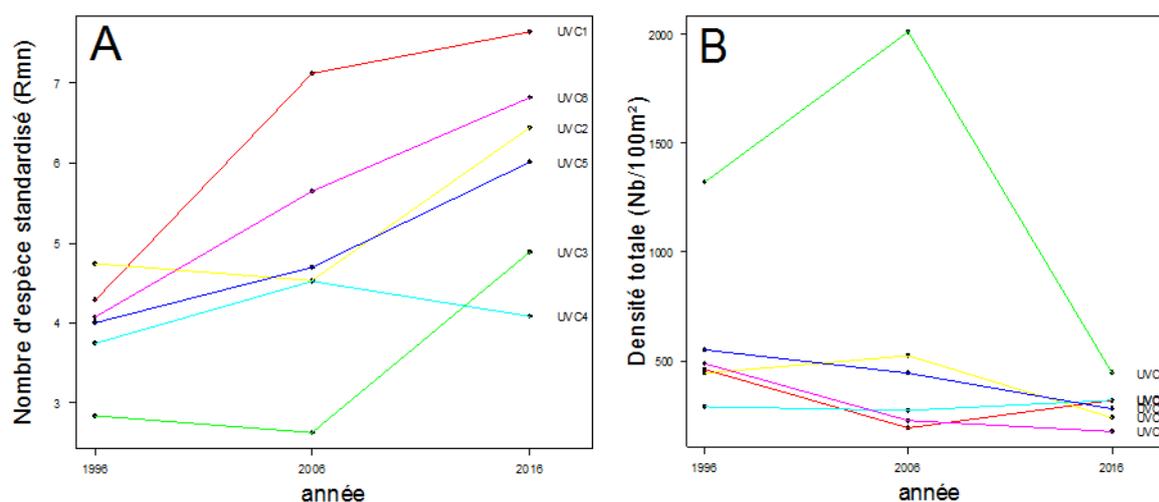


Figure 63 : La richesse spécifique standardisée (A) et la densité totale (B) sont représentées en fonction des années d'investigation avec le lien entre années et l'identité de chacune des stations sur la droite. Le pic de densité en 2006 pour la station UVC 3 est dû à deux espèces (*Nemanthias carberryi* et *Pseudanthias squamipinnis*).

Toutefois, avec l'absence de variation des autres indices, l'interprétation des résultats est à prendre avec précaution. En effet, ces derniers pourraient être liés à une différence d'échantillonnage provoqué par le changement d'observateur entre les deux premières campagnes et la dernière campagne de recensement. Il est en effet couramment noté que les valeurs des comptages diffèrent d'un observateur à un autre (Thompson & Mapstone, 1997). Egalement, mais bien que peu probable, il se peut que l'évolution de la taxonomie ces 20 dernières années (meilleure identification d'espèces autrefois regroupés dans des mêmes groupes) puisse également expliquer ces résultats. Les résultats détaillés des analyses statistiques et la valeur des indices sont regroupés dans le Tableau 16.

Présentation des résultats

Tableau 16 : Les résultats d'ANOVA pour chacun des indices sont présentés entre stations et au cours du temps. Ces analyses représentent toutes des analyses séparées, car aucune analyse groupée ne pouvait être faite faute de réplification intra-station. Les valeurs minimales et maximales de l'indice (\pm erreur standard) sont données pour les résultats significatifs (en gras) et la valeur moyenne pour les résultats non significatifs (\pm erreur standard).

Indice	Variation entre stations et valeur de l'indice	Variation au cours du temps et valeur de l'indice
Rs	$F_{5,12}=5.22$, $p=0.009$ Rs=70 \pm 3.4 SE à 109 \pm 14.0 SE	$F_{2,15}=0.57$, $p=0.578$ Rs=96 \pm 3.8 SE
Dens	$F_{5,12}=3.6$, $p=0.032$ Rs=295 \pm 13 SE à 1260 \pm 454 SE	$F_{2,15}=0.89$, $p=0.430$ Rs=501 \pm 107 SE
Rmn	$F_{5,12}=2.11$, $p=0.134$ Rmn=4.93 \pm 0.3 SE	$F_{2,15}=4.37$, $p=0.032$ Rmn=3.94 \pm 0.3 SE à 5.98 \pm 0.5 SE
H'	$F_{5,12}=1.41$, $p=0.289$ H'=4.29 \pm 0.14 SE	$F_{2,15}=1.45$, $p=0.265$ H'=4.29 \pm 0.14 SE
λ	$F_{5,12}=0.83$, $p=0.554$ $\lambda=0.88 \pm 0.01$ SE	$F_{2,15}=2.18$, $p=0.148$ $\lambda=0.88 \pm 0.01$ SE
J'	$F_{5,12}=1.70$, $p=0.208$ J'= 0.66 \pm 0.02 SE	$F_{2,15}=1.34$, $p=0.292$ J'=0.66 \pm 0.02 SE
E	$F_{5,12}=7.86$, $p=0.002$ E=0.008 \pm 0.0008 SE à 0.013 \pm 0.0006 SE	$F_{2,15}=0.57$, $p=0.580$ E=0.010 \pm 0.0005 SE
FRic	$F_{5,12}=1.76$, $p=0.196$ FRic=0.50 \pm 0.03 SE	$F_{2,15}=2.14$, $p=0.153$ FRic=0.50 \pm 0.03 SE
FDiv	$F_{5,12}=3.20$, $p=0.046$ FDiv=0.82 \pm 0.05 SE à 0.96 \pm 0.006 SE	$F_{2,15}=1.09$, $p=0.361$ FDiv=0.90 \pm 0.01 SE
FEve	$F_{5,12}=0.79$, $p=0.575$ FEve=0.48 \pm 0.01 SE	$F_{2,15}=0.74$, $p=0.494$ FEve=0.48 \pm 0.01 SE
FDis	$F_{5,12}=2.48$, $p=0.092$ FDis=0.51 \pm 0.017 SE	$F_{2,15}=0.28$, $p=0.758$ FDis=0.51 \pm 0.017 SE
FSpe	$F_{5,12}=1.04$, $p=0.439$ FSpe=0.50 \pm 0.011 SE	$F_{2,15}=1.86$, $p=0.190$ FSpe=0.50 \pm 0.011 SE
FOri	$F_{5,12}=2.13$, $p=0.131$ FOri =0.35 \pm 0.019 SE	$F_{2,15}=1.68$, $p=0.219$ FOri =0.35 \pm 0.019 SE

3.3.4.4 Analyse de la relation entre assemblage de poisson et couverture du substrat

Méthode

Analyse globale

Afin d'étudier le lien qui existe entre assemblage de poisson et habitat, nous avons tout d'abord réalisé une analyse de correspondance canonique (CCA) dans laquelle les densités (dans une analyse ultérieure les biomasses) par espèce ont été analysées en fonction des pourcentages de

recouvrement de biocénose et de structure du substrat. La significativité du lien qui existe entre les deux jeux de données a été testée globalement et pour chaque axe à l'aide de permutations. Egalement, la parcimonie de l'analyse a été testée en calculant les facteurs d'inflation de la variance (VIF) pour chaque variable explicative, afin d'être sûr que la corrélation entre variables ne soit pas surreprésentée et ainsi, déstabilise le résultat (VIF de chaque variable doit être de même ordre de grandeur et inférieur à 10 (Borcard *et al.*, 2011)). Bien que toutes les variables explicatives aient potentiellement un effet sur les assemblages (même minime), ceci a donné lieu à une extraction des variables explicatives principales qui gouvernent la relation assemblage/habitat.

Analyse des habitats récifaux

Dans un deuxième temps et afin de comprendre les facteurs qui affectent la structuration des assemblages sur des environnements récifaux, la même analyse (CCA) a été effectuée uniquement sur les stations d'habitats récifaux (suppression des stations d'herbier, de platier et d'épandage détritique) et quatre facteurs environnementaux ont été ajoutés : la profondeur, la pente, la rugosité et l'exposition (angle en degrés de l'orientation de la pente, e.g. 90° pour une pente descendante vers l'est). Ces quatre facteurs ont été rajoutés en plus des pourcentages de recouvrement, car ils ont le potentiel d'influencer les assemblages.

Résultats

Analyse globale

Il existe une relation significative entre assemblage et couverture du substrat ($F_{3,31}=2.52$, $p=0.001$, 1000 permutations), mais cette relation n'est significativement représentée que par deux types d'assemblages (axes CCA), ceux associés aux herbiers et ceux associés à l'abondance de turf algal. Lorsque l'on enlève les stations d'herbier, seul le pourcentage de turf à une influence significative sur la structure des assemblages. Par conséquent, cette analyse montre qu'il existe une association entre assemblages de poissons et couverture de l'habitat, mais que seule la présence d'herbier, de turf et dans une moindre mesure d'algues calcaires corallines, influence significativement les assemblages. Plus précisément, le premier axe ($F_{1,30}=4.88$, $p=0.001$, 1000 perm) correspond à un assemblage associé à une couverture importante d'herbier (Figure 64.a, station UVC11 et UVC13). Les espèces qui caractérisent le plus cette relation sont des Lethrinidae (*Lethrinus mahsena*, *L. rubrioperculatus*, *L. obsoletus*), des Labridae (*Pteragogus cryptus*, *Cheilio inermis*, *Novaculichthys macrolepidotus*, *Pseudocoris sp.*), un Scaridae (*Leptoscarus vaigiensis*) et un Siganidae (*Siganus argenteus*). La majorité de ces espèces est dominée soit par des herbivores, soit par des consommateurs d'invertébrés mobiles. Le deuxième axe ($F_{1,30}=2.76$, $p=0.001$, 1000 perm), est principalement influencé par les assemblages associés à une couverture importante en turf algal (Figure 64.a), surtout station UVC22 et UVC1bis, et de moindre importance UVC23 et UVC24. Les espèces qui caractérisent le plus cette relation assemblage/habitat sont des Pomacentridae (*Abudefduf vaigiensis*, *Plectroglyphidodon imparipennis*, *Chrysiptera brownriggii*), des Labridae (*Halichoeres cf. nigrescens*, *H. nebulosus*, *Novaculichthys taeniourus*, *Anampses lineatus*), un Scaridae (*Calotomus sp.*), un Acanthuridae (*Acanthurus triostegus*), un Balistidae (*Rhinecanthus rectangulus*), un Microdesmidae (*Ptereleotris zebra*) et un Pomacanthidae (*Centropyge acanthops*). Ce sont des espèces de petite taille qui seraient inféodées à des substrats type dalle et à dominance détritique recouvert en majorité par du turf. Les consommateurs d'invertébrés mobiles, les omnivores et les

Présentation des résultats

planctonophages sont les mieux représentés sur cet habitat. Il y a un troisième axe non significatif ($F_{1,30}=1.55$, $p=0.085$, 1000 perm) qui, d'un côté est plus ou moins caractérisé par les assemblages associés aux algues corallines et de l'autre aux coraux (Figure 64.b). Les assemblages qui caractérisent le plus l'axe « Algue coralline » (extrêmes : UVC4 et UVC19) sont principalement caractérisés par un Blenniidae (*Aspidontus sp.*), des Labridae (*Cheilinus trilobatus*, *Thalassoma hardwicke*), des Pomacentridae (*Abudefduf sparoides*, *Stegastes fasciolatus*) et un Monacanthidae (*Pervagor janthinosoma*). Finalement, la partie de ce troisième axe décrivant des assemblages plus associés à du corail (extrême : UVC40) se remarque plus particulièrement par la présence de Chaetodontidae (*Chaetodon zanzibarensis*, *C. lineolatus*), d'un Lutjanidae (*Lutjanus rivulatus*), d'un Monacanthidae (*Aluterus scriptus*) et d'un Carangidae (*Caranx sexfasciatus*). Les espèces qui composent cet assemblage sont caractéristiques des espèces inféodées au corail, telles que les poissons papillons et les prédateurs (piscivores et carnivores). La station UVC 40 caractérise ce résultat avec un fort recouvrement corallien et une proximité avec la passe sud.

En revanche, toute relation entre assemblage et habitat (% de couverture) est perdue, lorsque l'assemblage est décrit par la biomasse des espèces à la place de leur densité. Il semble donc que l'utilisation de la densité pour décrire ces assemblages soit plus pertinente que la biomasse.

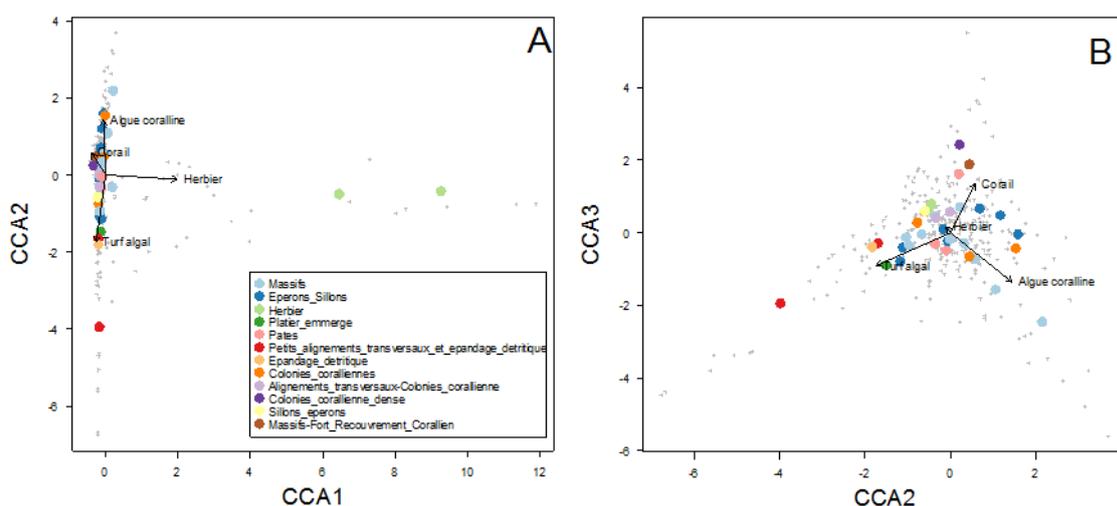


Figure 64 : Représentation des trois axes principaux de l'analyse de correspondance canonique sur les données globales incluant tous les comptages UVC (1&2 : A, 2&3 : B) où sont représentées les positions des différentes espèces (croix grises) et des stations (points colorés) selon la typologie N5. L'orientation de l'influence des quatre variables explicatives retenues (Herbier, Turf, Algue coralline et Corail) est représentée par des flèches noires. Seuls les premier (dû aux herbiers) et deuxième (dû au turf) axes sont significatifs.

Analyse des habitats récifaux

Il existe une relation significative entre les assemblages et les facteurs décrivant l'habitat ($F_{5,22}=1.81$, $p=0.001$, 1000 perm), mais cette relation n'est significativement représentée que par trois axes, décrits par des assemblages associés aux algues corallines, à la pente, à la rugosité et à la profondeur. Cette analyse montre qu'il existe une association entre assemblages de poissons et structure de l'habitat, mais que la couverture corallienne n'est pas forcément un facteur déterminant de la structuration des assemblages. En revanche, la pente et la rugosité ont un effet plus important sur la structure des assemblages associés aux habitats coralliens. Plus précisément, le premier axe ($F_{1,22}=2.68$, $p=0.002$, 1000 perm), correspond à un assemblage influencé en partie par une couverture importante d'algues calcaires corallines (Figure 65.a, stations UVC6 et UVC4). Ces deux stations se

Présentation des résultats

situent respectivement sur un massif de lagon peu profond et sur la pente interne nord-ouest. Les espèces qui caractérisent le plus cette relation sont des Caesionidae (*Pterocaesio marri*, *P. trilineata*), un Labridae (*Halichoeres scapularis*), un Monacanthidae (*Amanses scopas*) et un Acanthuridae (*Acanthurus lineatus*). Les Corallinaceae ont des rôles biologiques et écologiques majeurs dans les milieux qu'elles colonisent (Nelson, 2009), car elles sont considérées comme des espèces ingénieures de certains écosystèmes et elles offrent de nombreux services écologiques comme la consolidation des récifs coralliens (Adey, 1998).

Le deuxième axe ($F_{1,22}=2.13$, $p=0.005$, 1000 perm), est caractérisé par des assemblages associés à la pente et à la rugosité (Figure 65.a, stations UVC3 et UVC2). Ces deux sites sont situés sur la pente externe du fer à cheval, dominée par une forte pente et une forte rugosité. Les espèces qui caractérisent le plus cette relation sont un Caesionidae (*Paracaesio sordida*), un Serranidae (*Cephalopholis sexmaculata*), des Pomacentridae (*Chromis pembae*, *C. nigroanalis*), des Acanthuridae (*Naso tuberosus*, *N. thynnoides*, *N. hexacanthus*, *Acanthurus mata*), un Scaridae (*Calotomus spinidens*), un Apogonidae (*Ostorhinchus sp.*), un Carangidae (*Caranx ignobilis*) et un Holocentridae (*Myripristis vittata*). La majorité de ces espèces est planctonophages. Ces résultats confirment ce qui a été observé lors des suivis de Chabanet et al., (2002), où 64,5 % des peuplements de pente externe étaient constitués de planctonophages.

Finalement, le troisième axe ($F_{1,22}=2.05$, $p=0.009$, 1000 perm) est caractérisé par les assemblages associés aux algues corallines (situé entre l'axe 1 et l'axe 3) pour les valeurs positives et à la profondeur et au corail pour les valeurs négatives (Figure 65.b, stations UVC16 et UVC46bis pour l'association à la profondeur). Les espèces qui caractérisent le plus l'assemblage associé à la profondeur sont un Carangidae (*Seriola rivoliana*), un Gobiidae (*Eviota sp.*), un Caesionidae (*Pterocaesio pisang*), un Serranidae (*Pseudanthias evansi*) et un Apogonidae (*Cheilodipterus quinquelineatus*).

Présentation des résultats

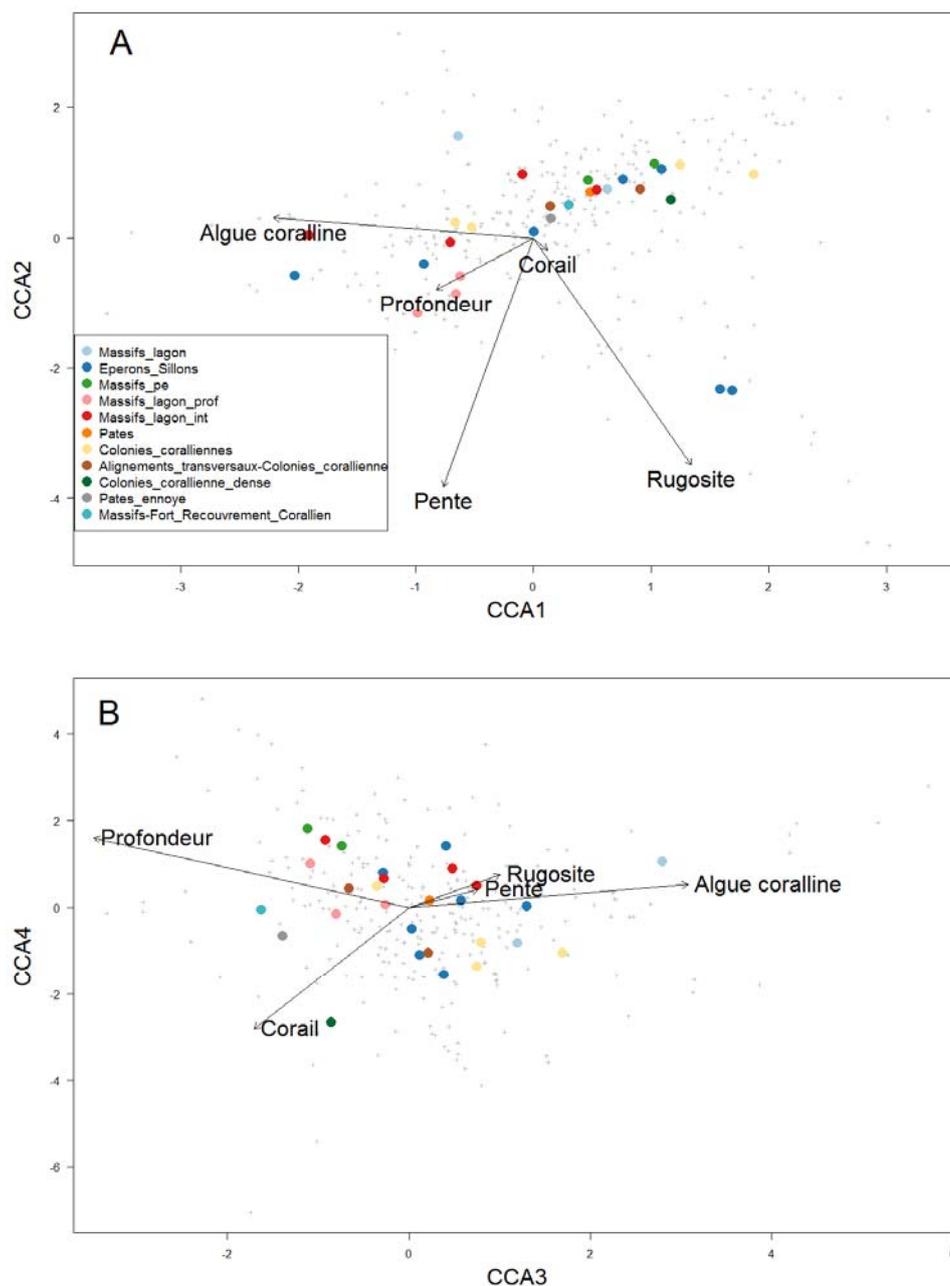


Figure 65 : Résultats des quatre axes principaux de l'analyse de correspondance canonique sur les données des sites correspondant aux habitats coralliens (1&2 : A, 3&4 : B) ou sont représentées les positions des différentes espèces (croix grises) et des stations (points colorés) selon la typologie N5. L'orientation de l'influence des cinq variables explicatives retenues (Algue coralline, Profondeur, Pente, Rugosité et Corail) est représentée par des flèches noires. Seuls les premier (dû aux Algues corallines), deuxième (dû à la Pente et à la Rugosité) et troisième (dû au corail, à la profondeur et en partie aux algues corallines) axes sont significatifs.

3.3.4.5 Analyse fonctionnelle des assemblages basée sur les comptages plongée (UVC)

3.3.4.5.1 Description de l'espace fonctionnel utilisé dans les analyses

L'espace fonctionnel utilisé dans cette étude peut être considéré comme une carte des fonctions des différentes espèces recensées dans ce travail. Cette carte est ensuite utilisée en supplément des données d'abondances pour calculer des indices fonctionnels. Cet espace a été construit à l'aide de traits écologiques qui ont été résumés par une analyse de correspondance multiple (équivalent d'une analyse en composante principale pour des variables catégorielles). Les détails des calculs et du choix de l'espace fonctionnel se trouvent en Annexe 2.1 et dans le rapport de stage de master en Annexe 5. Ci-dessous, nous décrivons succinctement cet espace basé sur des traits écologiques et l'utiliserons pour décrire les variations d'assemblages associées aux habitats d'herbier et de Turf qui marquent les différences dans ces écosystèmes. Nous montrons également dans quelle direction chaque assemblage se déplace, basé sur les données de comptage UVC (ou l'ensemble des assemblages a été soigneusement recensé).

L'espace choisi (cf. Annexe 2.1 pour le choix) comporte cinq axes fonctionnels, dont la signification est la suivante (Figure 66) :

Axe 1 : décrit une transition entre des poissons benthiques, de petite à moyenne taille, non ou faiblement mobiles et se nourrissant sur le substrat (valeur -), vers des poissons pélagiques de grande taille, très fortement mobiles et en majorité piscivores (valeurs +).

Axe 2 : décrit une transition entre des poissons solitaires, benthiques, généralement mobiles sur le récif et avec des régimes alimentaires divers (valeurs -), vers des poissons planctonophages et vivant en très gros bancs.

Axe 3 : décrit une transition entre des poissons benthopélagiques nocturnes (valeurs -) vers des poissons diurnes.

Axe 4 : permet seulement d'isoler les poissons se nourrissant d'invertébrés sessiles (valeurs +) du reste des autres espèces.

Axe 5 : permet d'isoler les herbivores de macroalgues qui se trouvent sur les valeurs positives du reste des poissons qui se trouvent au centre et dans les valeurs négatives.

Présentation des résultats

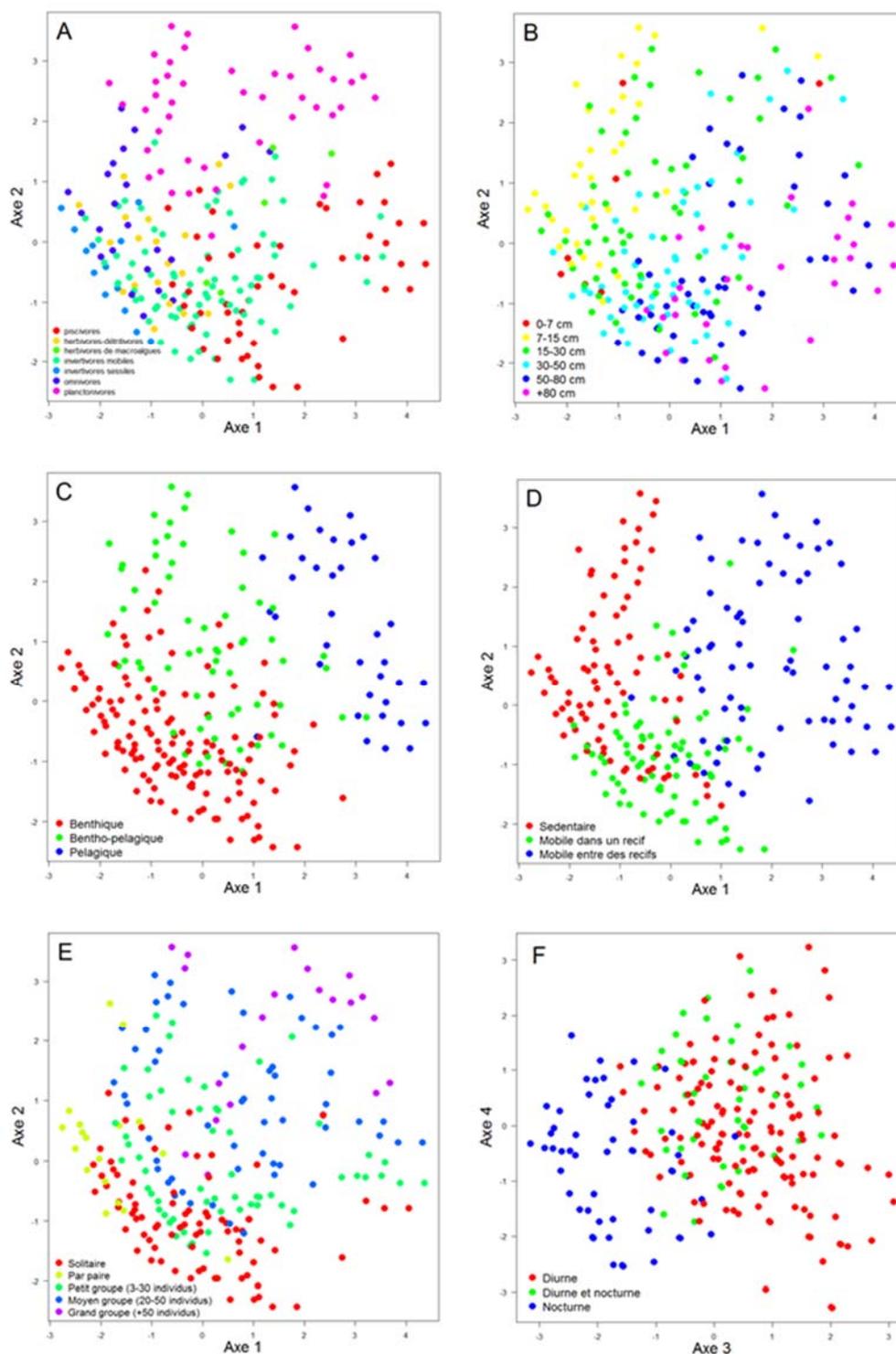


Figure 66 : Représentation de l'espace fonctionnel sur le premier et deuxième axes (A, B, C, D et E) et sur le troisième et quatrième axe (F) pour illustrer la représentation des différents axes. Chaque point représente une espèce et les couleurs de ces points représentent le régime alimentaire (A), la taille maximale adulte (B), le lieu où l'animal se nourrit (C), la mobilité (D), la grégarité (E) et le moment où l'espèce est active (F). Les graphiques A à E sont les mêmes, seules les couleurs des espèces changent selon le type de fonction que l'on cherche à représenter.

Représentation des variations fonctionnelles entre différents habitats basée sur les comptages UVC

La densité et la localisation des espèces dans l'espace fonctionnel (dont les assemblages ont été regroupés dans cinq types d'habitats) sont représentées en Figure 67 et permettent de décrire les caractéristiques générales des assemblages de chacun de ces habitats. Les cinq habitats sélectionnés sont : un habitat d'herbier, un habitat dominé par une couverture de turf algal, un habitat de massif profond, un habitat de pente externe et un habitat à fort recouvrement corallien. Ces habitats ont été sélectionnés, car il s'agit des principaux types d'habitats de l'écosystème du Geysier (hormis les habitats sableux qui apportent peu d'intérêt pour une étude de l'ichtyofaune).

Il est tout d'abord possible de remarquer que les assemblages associés aux habitats d'herbiers sont les moins fonctionnellement volumineux ; c'est-à-dire qu'ils ont une faible ampleur fonctionnelle, puisqu'il n'y a presque pas de grands piscivores ou de planctonophages pélagiques (angle droit du haut qui est vide dans le graphique A de la Figure 67). Au contraire, les espèces présentes se trouvent surtout dans la zone à invertivores et herbivores de l'espace fonctionnel (en bas à gauche Figure 67.A et B) avec quelques rares gros piscivores à forte mobilité (en bas à droite de la même figure). De plus, c'est un habitat avec presque aucune espèce nocturne (pas d'espèce dans le coin inférieur gauche du graphique B de la Figure 67), ou qui du moins, n'étaient pas présentes lors des comptages réalisés de jour.

Les assemblages caractérisant les habitats à forte couverture de turf algal, semblent fonctionnellement plus importants que les assemblages à herbier (Figure 67 A à D), mais restent tout de même faiblement peuplé d'un point de vue fonctionnel (moins de points orange et moins bien distribués dans l'espace, Figure 67), par rapport aux trois autres habitats coralliens mis en évidence (Figure 67.E à J). En effet, il est possible de voir que les principales espèces présentes sont surtout, soit des herbivores ou invertivores (en bas à gauche), soit quelques planctonophages pélagiques et grands piscivores pélagiques (respectivement en haut à droite et en bas à droite Figure 67.C). En revanche, il y a très peu d'espèces au centre de cet espace qui sont généralement considérées comme généralistes (zone de l'espace où beaucoup de fonctions se rencontrent). Egalement, il y a très peu d'espèces nocturnes observées (bas à gauche, Figure 67.D). Par conséquent, même si cet assemblage possède une diversité fonctionnelle plus importante que ceux des herbiers, il demeure tout de même fonctionnellement pauvre et hétérogène.

Finalement pour les trois autres assemblages mesurés, à savoir, les habitats de massif profond (Figure 67.E et F), les habitats à pente externe (Figure 67.G et H) et les habitats à forte couverture corallienne (Figure 67.I et J), ils sont relativement bien fournis fonctionnellement (y compris en considérant les espèces nocturnes). Il est à première vue très difficile de discerner leurs différences fonctionnelles. Seules des analyses plus poussées, basées sur des indices fonctionnels permettront de quantifier ces différences (voir section suivante).

Ces résultats corroborent les résultats de l'analyse CCA entre assemblages et habitat où les assemblages associés aux herbiers et aux habitats recouverts de turf algal ressortaient comme des associations bien distinctes des peuplements coralliens. Bien que ces résultats soient déjà connus, nous avons ici présenté une approche qui permet de quantifier ces phénomènes de façon impartiale et nous allons décrire ces variations plus précisément à l'aide d'indices de biodiversité dans les prochaines sections.

Présentation des résultats

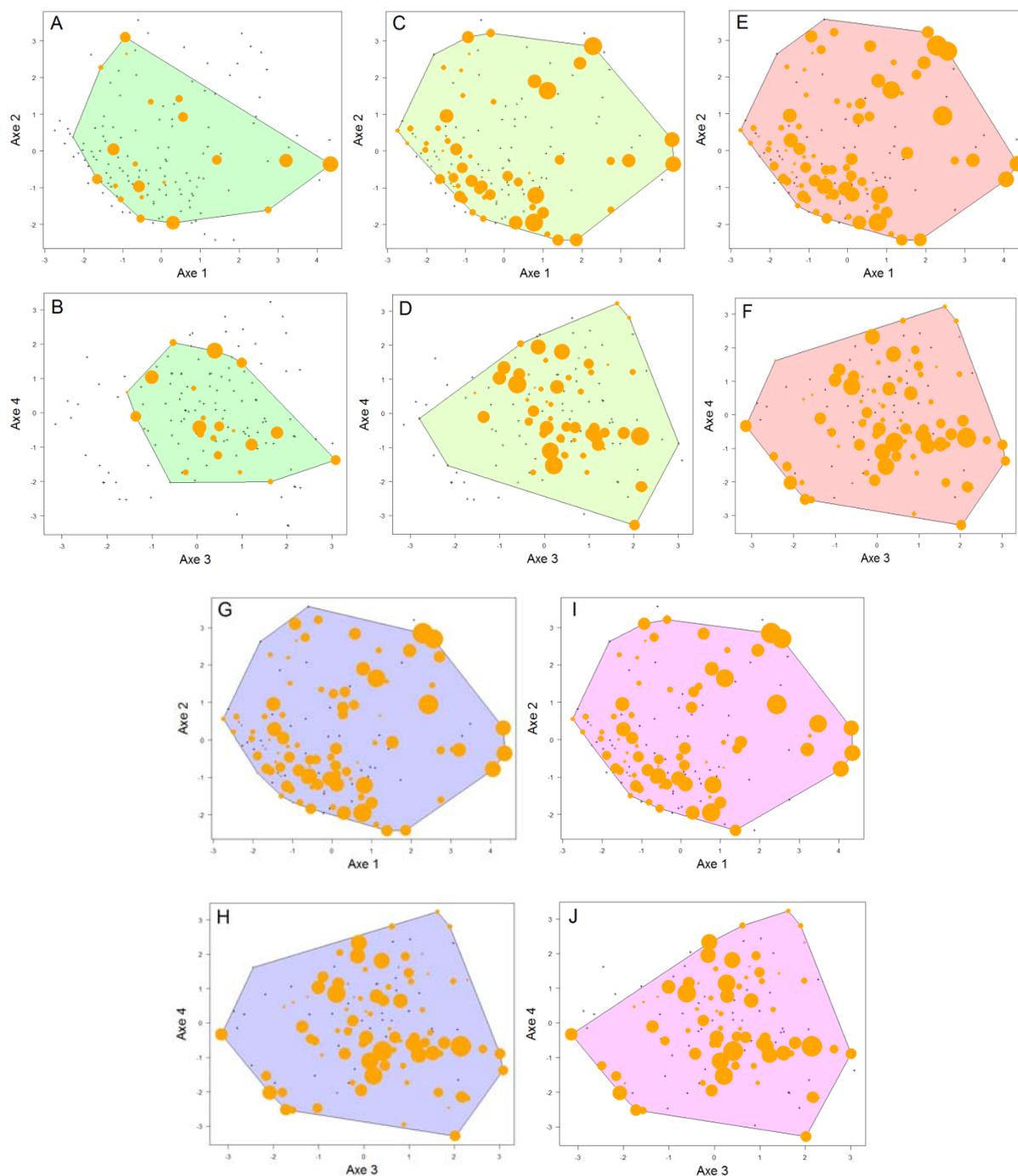


Figure 67 : Espaces fonctionnels représentés pour les axes 1 et 2 (A, C, E, G et I) et pour les axes 3 et 4 (B, D, F, H et J) pour cinq types d'habitats avec les espèces présentes dans ces habitats, représentés par des points (orange) de diamètre proportionnel à leur densité et un polygone, coloré par habitat, représentant l'espace fonctionnel occupé. Ceci pour les stations d'herbiers (A, B), les stations avec du turf (platiers émergés, épandages détritiques et les petits alignements transversaux et épandage détritique, C, D), les massifs coralliens du lagon (E, F), les récifs de pente externe (G, H) et les colonies coralliennes vivantes (I, J). Les positions de toutes les autres espèces présentes sur Geyser sont représentées par les petites croix noires.

3.3.4.6 Comparaison détaillée de la variation des assemblages selon l'habitat

Méthode

Différents indices ont été comparés selon les typologies d'habitat N4 et N5. Ces comparaisons ont été réalisées séparément à partir des données de comptages UVC, STAVIRO Geyser et STAVIRO Iris. Comme la stratégie d'échantillonnage n'a pas été similaire, différentes approches ont été utilisées pour l'analyse statistique.

Concernant les recensements basés sur des méthodes UVC, l'importance était de respecter une approche similaire des comptages historiques pour la comparaison, tout en quantifiant un maximum d'habitats représentatifs de ces bancs. Dans cette approche, nous avons deux niveaux de réplication avec un niveau intra-station et un niveau au sein de l'habitat. La méthode STAVIRO a été utilisée pour couvrir des recensements sur l'ensemble du banc et sur la majorité des habitats. Dans cette approche nous n'avons qu'un niveau de réplication qui est celui de l'habitat.

En conséquence, pour les analyses statistiques des comptages UVC nous avons utilisé un modèle linéaire mixte imbriqué avec l'habitat (N4 ou N5 basé sur la cartographie décrite précédemment) comme facteur fixe et les stations comme facteur aléatoire pour tester la significativité des variations entre assemblages. Nous avons également testé l'effet de la profondeur comme variable continue. Les calculs ont été réalisés avec la fonction « lmer » du package « lmerTest » dans R et les degrés de liberté ont été estimés avec la méthode de « Satterthwaite ». Pour les comptages STAVIRO nous avons utilisé une analyse de covariance de type II avec pour facteur le type d'habitat, basé sur les typologies N4, puis N5 discutées précédemment et la profondeur en variable continue.

Résultats des variations d'assemblages entre habitats

Globalement, les données montrent un effet structurant de la profondeur sur les assemblages rassemblés selon les typologies d'habitat N4 (information sur la profondeur des habitats non incluse dans ces typologies). En revanche, l'habitat défini par la typologie N5 semble être plus structurant pour les assemblages que la profondeur seule. Ce résultat indique sans doute que le niveau de différenciation des habitats en N5 (qui inclut de l'information sur la profondeur) est suffisamment fin pour inclure les variations associées à la profondeur. Plus précisément, les indices de diversité calculés grâce aux données d'abondance des méthodes STAVIRO sur Geyser, sont en majorité influencés par la profondeur plutôt que par les classes d'habitat, quand les assemblages sont regroupés en habitat de type N4 (Tableau 18, 12 indices sur 13 significatifs selon la profondeur), mais sont majoritairement influencés par l'habitat quand regroupé en habitat de type N5 (Tableau 18, seulement deux indices sur 13 influencés par la profondeur). Basés sur les données UVC, six indices sur 14 sont significativement différents selon la typologie N4, cinq indices sur 14 influencés par la profondeur et dix en fonction de la typologie N5 (Tableau 17). Pour les indices calculés sur les comptages STAVIRO du banc de l'Iris, cette tendance est moins prononcée (Tableau 19). Toutefois, le banc d'Iris n'a pas été cartographié à la même échelle que le banc de Geyser et le recouvrement des peuplements n'a pas été pris en compte pour identifier les typologies. De ce fait, il est difficile de mettre en exergue l'effet de l'habitat sur les assemblages de poissons sur Iris. Ces résultats montrent que plus l'habitat est cartographié à une échelle fine, plus on arrive à discerner les différences entre assemblages de poissons associés à leur habitat. En effet, au niveau N4, trop d'habitats différents

sont regroupés créant artificiellement des répliqués d'un assemblage très hétérogène. Connaissant ce biais, les indices du banc de l'Iris seront traités à part.

Résultat sur les assemblages du Geyser

L'analyse de l'indice de densité (*Dens*) montre aussi bien avec les assemblages quantifiés selon la méthode UVC qu'avec la méthode des STAVIRO, un effet significatif de l'habitat N5 ou de la profondeur (Tableaux 17 et 18), et au niveau N4 pour les comptages STAVIRO. Ainsi la densité serait significativement plus élevée sur les massifs du lagon profond, le platier infratidal ennoyé (pâtés), le platier infratidal profond à colonies coralliennes denses, et les pâtés du platier infratidal (Figure 68 et 69). Ces deux derniers habitats se situent dans les secteurs sud et sud-est du banc du Geyser. L'indice de biomasse (*Biom*, quantifié uniquement à partir des comptages UVC) montre à la fois une influence de l'habitat (N4 ou N5) et de la profondeur, avec une biomasse plus importante dans les massifs de passe et au niveau des éperons et sillons de pente externe (Tableau 17, Figure 68).

Tableau 17: Statistiques de l'effet de la profondeur, de l'habitat N4 et de l'habitat N5 sur la variation des 14 indices de diversité calculés à l'aide des comptages UVC. Les résultats significatifs sont représentés en rouge.

Indice	Effet de la profondeur	Effet de l'habitat N4	Effet de l'habitat N5
Rs	$F_{1,33}=0.77$, $p=0.386$	$F_{10,24}=1.77$, $p=0.122$	$F_{14,20}=5.76$, $p<0.001$
Rmn (log)	$F_{1,34}=0.79$, $p=0.379$	$F_{10,23}=2.04$, $p=0.076$	$F_{14,20}=2.21$, $p=0.052$
Dens (log)	$F_{1,33}=2.70$, $p=0.110$	$F_{10,24}=2.03$, $p=0.076$	$F_{14,18}=4.29$, $p=0.002$
Biom (log)	$F_{1,32}=6.94$, $p=0.013$	$F_{10,23}=3.03$, $p=0.013$	$F_{14,19}=2.58$, $p=0.028$
H'	$F_{1,34}=1.00$, $p=0.325$	$F_{10,23}=1.22$, $p=0.331$	$F_{14,20}=3.31$, $p=0.008$
λ (exp)	$F_{1,34}=1.48$, $p=0.232$	$F_{10,23}=1.13$, $p=0.384$	$F_{14,19}=3.79$, $p=0.004$
J' (exp)	$F_{1,32}=4.82$, $p=0.036$	$F_{10,22}=1.58$, $p=0.178$	$F_{14,19}=1.84$, $p=0.107$
E (log)	$F_{1,33}=1.36$, $p=0.253$	$F_{10,24}=2.62$, $p=0.026$	$F_{14,18}=5.86$, $p<0.001$
FRic	$F_{1,33}=2.20$, $p=0.147$	$F_{10,24}=2.33$, $p=0.044$	$F_{14,19}=4.75$, $p<0.001$
FDiv (exp)	$F_{1,33}=15.13$, $p<0.001$	$F_{10,23}=3.30$, $p=0.008$	$F_{14,19}=2.38$, $p=0.038$
FEve	$F_{1,33}=0.03$, $p=0.870$	$F_{10,24}=0.57$, $p=0.824$	$F_{14,19}=2.16$, $p=0.060$
FDis (exp)	$F_{1,34}=0.31$, $p=0.582$	$F_{10,23}=3.18$, $p=0.011$	$F_{14,19}=3.26$, $p=0.009$
FSpe	$F_{1,33}=13.61$, $p<0.001$	$F_{10,24}=3.64$, $p=0.005$	$F_{14,20}=2.80$, $p=0.018$
FOri (exp)	$F_{1,34}=6.77$, $p=0.014$	$F_{10,22}=1.94$, $p=0.094$	$F_{14,20}=1.98$, $p=0.079$

Présentation des résultats

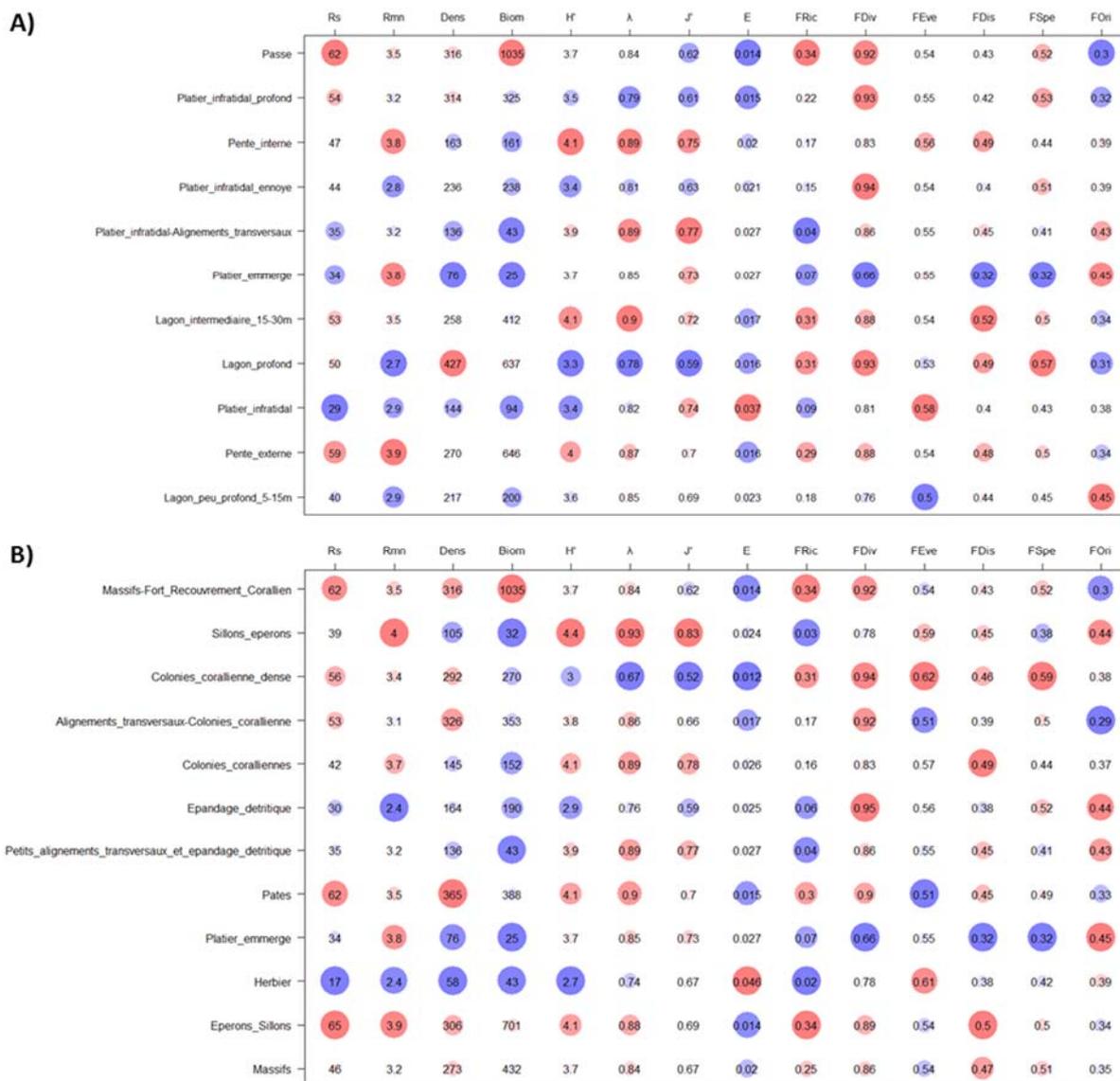


Figure 68 : Représentation de la valeur moyenne des indices d'assemblage quantifié avec la méthode UVC selon le type d'habitat N4 (A) et N5 (B) avec les valeurs faibles en gros disque bleu, les valeurs médianes en petit disque blanc et les valeurs fortes en gros disque rouge. Les valeurs moyennes de l'indice par habitat sont données pour chaque habitat.

Le troisième indice de richesse, le nombre d'espèce (R_s), montre un effet structurant de l'habitat N5 à la fois sur les données UVC et les données STAVIRO, et une influence de la profondeur et de l'habitat N4 pour les données STAVIRO (Tableau 18). Quelques subtilités changent entre les comptages UVC et les comptages STAVIRO, probablement parce que seules les espèces commerciales ont été quantifiées dans cette dernière méthode. En effet pour les comptages UVC, le nombre d'espèce est en fait plus élevé au niveau des massifs de passe, des pâtés de platier infratidal ennoyé, et des éperons et sillons de pente externe (Figure 68). Au contraire elle serait faible au niveau des zones à épandage détritique du platier à petits alignements transversaux et du platier émergé, ainsi que des zones à herbiers. La station située sur le massif de pente externe est également faible en nombre d'espèces. Pour les comptages STAVIRO, le nombre d'espèces est significativement plus élevé au niveau du platier infratidal profond à alignements transversaux et colonies coralliennes, sur le platier infratidal à colonies coralliennes denses, les massifs du platier infratidal ennoyé, les massifs de passe et les éperons et sillons de pente externe (Figure 69).

Présentation des résultats

Les indices d'hétérogénéité (indice de Shannon H' , et de Simpson λ), montrent des résultats similaires sur les données UVC ou STAVIRO, avec une forte diversité sur l'ensemble des habitats rencontrés à l'exception des zones à herbiers, du platier infratidal à épandage détritique, des zones à algues, du platier émergé et des zones sableuses du lagon intermédiaire 15-30m (Tableaux 17 et 18, Figures 68 et 69). Toutefois, il est intéressant de voir que ces indices sont faibles au niveau du platier infratidal à colonies coralliennes denses avec les données UVC, mais élevés au niveau des données STAVIRO. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce résultat. Tout d'abord, le calcul de ces indices est basé sur une seule station pour les UVC contrairement aux données STAVIRO. De plus, la station UVC a été échantillonnée sur un site à fort recouvrement de coraux tabulaires. Une dominance de couverture de ce type de corail entraîne un habitat relativement monotone avec une faible structure tridimensionnelle. Par ailleurs, de nombreux auteurs ont montré que la richesse spécifique en poissons est liée à la complexité structurale de l'habitat (Letourneur, 1996 ; Chabanet *et al.*, 1997 ; Connell & Kingsford, 1998 ; Friedlander & Parrish, 1998 ; Öhman & Rajasuriya, 1998 ; Gratwicke & Speight, 2005b). De ce fait, une forte dominance de coraux tabulaire malgré un pourcentage de recouvrement important (de l'ordre de 70 %), peut avoir un lien direct sur la diversité en assemblage des poissons.

Les indices d'équitabilité tels que les indices de Pielou (J') et de Simpson (E) montrent ici des résultats très similaires. Ces indices, mesurent la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Il est maximal quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement et nul quand une seule espèce domine tout le peuplement. D'après les données UVC, l'indice de Pielou est faible sur les massifs de lagon profond, les épandages détritiques du platier infratidal ennoyé et le platier infratidal à colonies coralliennes denses (Tableau 17, Figure 68). Ces valeurs sont dues à la présence de bancs de trois espèces *Caesio xanthonota*, *Pterocaesio tile* et *Pseudoanthias squamipinnis*. D'après les données STAVIRO, l'indice de Pielou est faible sur les massifs du platier infratidal ennoyé (banc de *Pterocaesio tile*), les substrats détritiques du platier (banc d'*Odonus niger*, *Chromis ternatensis*, *Chromis dimidiata*) et le platier émergé (banc de juvénile de *Lutjanus gibbus*) (Tableau 18, Figure 69). La station observée sur le platier émergé est caractérisée par un habitat riche en corail avec des sillons à débris. L'hétérogénéité de cet habitat semble donc convenir aux juvéniles de cette espèce, car il présente de nombreuses anfractuosités et cachettes recherchées pour l'installation des juvéniles (Nanami & Yamada, 2009).

Présentation des résultats

Tableau 18 : Statistiques pour les comptages STAVIRO sur **Geyser** de l'effet de la profondeur avec l'habitat N4 ou de la profondeur avec l'habitat N5 sur la variation de 13 indices de diversités. Les résultats significatifs sont représentés en rouge.

Indice	Effet de la profondeur et de l'habitat N4	Effet de la profondeur et de l'habitat N5
Rs	Prof : $F_{1,212}=31.99$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,212}=5.11$, $p<0.001$	Prof : $F_{1,191}=0.67$, $p=0.414$ Habitat : $F_{16,191}=8.45$, $p<0.001$
Rmn (log)	Prof : $F_{1,212}=15.92$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,212}=4.95$, $p<0.001$	Prof : $F_{1,191}=1.27$, $p=0.261$ Habitat : $F_{16,191}=3.72$, $p<0.001$
Dens (log)	Prof : $F_{1,212}=10.75$, $p=0.001$ Habitat : $F_{7,212}=1.81$, $p=0.088$	Prof : $F_{1,191}=0.00$, $p=0.958$ Habitat : $F_{16,191}=6.68$, $p<0.001$
H'	Prof : $F_{1,212}=32.83$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,212}=2.43$, $p=0.021$	Prof : $F_{1,191}=3.91$, $p=0.050$ Habitat : $F_{16,191}=3.59$, $p<0.001$
λ (exp)	Prof : $F_{1,212}=23.93$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,212}=1.31$, $p=0.248$	Prof : $F_{1,191}=3.85$, $p=0.051$ Habitat : $F_{16,191}=1.87$, $p=0.025$
J' (exp)	Prof : $F_{1,212}=2.92$, $p=0.089$ Habitat : $F_{7,212}=0.82$, $p=0.575$	Prof : $F_{1,191}=1.28$, $p=0.260$ Habitat : $F_{16,191}=1.55$, $p=0.085$
E (log)	Prof : $F_{1,212}=13.73$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,212}=1.47$, $p=0.180$	Prof : $F_{1,191}=0.05$, $p=0.826$ Habitat : $F_{16,191}=6.42$, $p<0.001$
FRic	Prof : $F_{1,206}=19.50$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,206}=8.95$, $p<0.001$	Prof : $F_{1,185}=0.20$, $p=0.659$ Habitat : $F_{16,185}=7.80$, $p<0.001$
FDiv (exp)	Prof : $F_{1,206}=17.03$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,206}=2.44$, $p=0.020$	Prof : $F_{1,185}=6.98$, $p=0.009$ Habitat : $F_{16,185}=2.41$, $p=0.003$
FEve	Prof : $F_{1,207}=7.81$, $p=0.006$ Habitat : $F_{7,207}=0.99$, $p=0.440$	Prof : $F_{1,186}=3.63$, $p=0.058$ Habitat : $F_{16,186}=2.01$, $p=0.015$
FDis	Prof : $F_{1,212}=16.68$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,212}=1.80$, $p=0.088$	Prof : $F_{1,191}=0.28$, $p=0.596$ Habitat : $F_{16,191}=2.78$, $p<0.001$
FSpe	Prof : $F_{1,212}=10.23$, $p=0.002$ Habitat : $F_{7,212}=4.87$, $p<0.001$	Prof : $F_{1,191}=0.08$, $p=0.773$ Habitat : $F_{16,191}=3.71$, $p<0.001$
FOri (log)	Prof : $F_{1,212}=18.61$, $p<0.001$ Habitat : $F_{7,212}=1.00$, $p=0.430$	Prof : $F_{1,191}=4.50$, $p=0.035$ Habitat : $F_{16,191}=1.66$, $p=0.057$

Présentation des résultats

A)

	Rs	Rmn	Dens	Hf	λ	J	E	FRic	FDiv	FEve	FDis	FSpe	FOi
Passé	36	3.9	88	4.5	0.93	0.87	0.028	0.35	0.84	0.52	0.59	0.48	0.34
Platier_infratidal/Alignements_transversaux	23	3	71	3	0.76	0.67	0.035	0.23	0.8	0.5	0.42	0.48	0.18
Platier_infratidal/ennoyé	26	2.8	164	2.8	0.73	0.66	0.04	0.29	0.78	0.55	0.48	0.55	0.29
Platier_infratidal/profond	39	4.2	170	4.1	0.89	0.78	0.023	0.33	0.83	0.57	0.45	0.48	0.29
Pente_interne	33	3.4	111	3.6	0.82	0.72	0.026	0.25	0.8	0.52	0.43	0.44	0.28
Lagon_intermediaire_15-30m	23	2.8	95	3	0.73	0.7	0.041	0.25	0.81	0.55	0.43	0.45	0.32
Pente_externe	30	3.4	118	3.5	0.79	0.71	0.028	0.28	0.81	0.54	0.47	0.47	0.32
Platier_emmerge	26	1.9	183	1.9	0.47	0.4	0.019	0.24	0.57	0.48	0.28	0.36	0.27
Lagon_peu_profond_5-15m	27	2.7	106	3.3	0.79	0.69	0.031	0.2	0.82	0.51	0.44	0.4	0.31
Platier_infratidal	24	3.3	81	3.4	0.82	0.78	0.037	0.16	0.8	0.56	0.43	0.45	0.28
Lagon_profond	23	2.2	149	2.6	0.67	0.67	0.049	0.36	0.86	0.62	0.45	0.58	0.37

B)

	Rs	Rmn	Dens	Hf	λ	J	E	FRic	FDiv	FEve	FDis	FSpe	FOi
Platier_infratidal/Pates	31	3.2	94	3.8	0.86	0.76	0.028	0.27	0.87	0.46	0.7	0.57	0.26
Platier_infratidal/ennoyé/Epandage_detritique	13	3	20	3	0.82	0.8	0.063	0.1	0.84	0.53	0.36	0.37	0.27
Passé/Massifs/Fort_Recouvremnt_Corallien	36	3.9	88	4.5	0.93	0.87	0.028	0.35	0.84	0.52	0.59	0.48	0.34
Platier_infratidal/Petits_alignements_transversaux_et_epandage_detritique	23	3	71	3	0.76	0.67	0.035	0.23	0.8	0.5	0.42	0.48	0.18
Platier_infratidal/ennoyé/Massifs	40	2.3	309	2.7	0.65	0.51	0.016	0.48	0.91	0.56	0.59	0.73	0.31
Lagon_peu_profond_5-15m/Epandage_detritique	16	2.5	42	2.5	0.67	0.63	0.042	0.05	0.9	0.62	0.32	0.28	0.38
Lagon_profond/Algueaie	3	1.7	4	1.5	0.49	0.89	0.126	0	0.8	0.82	0.22	0.39	0.47
Lagon_profond/Epandage_detritique	14	2	51	2.7	0.72	0.72	0.058	0.22	0.73	0.6	0.43	0.45	0.35
Pente_interne/Sillons_eperons	35	3.8	102	3.8	0.84	0.75	0.024	0.27	0.81	0.51	0.44	0.41	0.26
Platier_infratidal/Alignements_transversaux/Colonies_coralliennes	43	4.4	97	4.4	0.89	0.8	0.021	0.29	0.81	0.55	0.49	0.44	0.26
Platier_infratidal/profond/Colonies_coralliennes_denses	37	4	207	4	0.87	0.76	0.024	0.35	0.84	0.57	0.43	0.5	0.3
Platier_infratidal/Epandage_detritique	16	2.2	58	2.1	0.57	0.54	0.04	0.07	0.88	0.56	0.37	0.52	0.33
Platier_infratidal/Massifs	33	4.9	48	3.7	0.81	0.74	0.025	0.18	0.72	0.43	0.31	0.38	0.3
Platier_infratidal/Forte_couverture_corallienne	32	3.6	79	3.7	0.84	0.74	0.027	0.29	0.81	0.59	0.5	0.48	0.21
Platier_infratidal/Colonies_coralliennes	27	3.6	63	3.7	0.86	0.79	0.033	0.18	0.78	0.55	0.44	0.44	0.29
Platier_infratidal/Herbier	18	2.6	54	3	0.77	0.74	0.049	0.08	0.84	0.58	0.43	0.46	0.29
Lagon_intermediaire_15-30m/Massifs	30	3.2	117	3.5	0.82	0.73	0.029	0.33	0.85	0.54	0.51	0.51	0.29
Pente_externe/Massifs	31	3.7	71	4	0.89	0.81	0.03	0.28	0.79	0.6	0.53	0.47	0.29
Pente_interne/Colonies_coralliennes	29	2.9	125	3.3	0.78	0.68	0.028	0.23	0.79	0.52	0.42	0.48	0.31
Lagon_intermediaire_15-30m/Epandage_detritique	15	2.3	59	2.3	0.62	0.67	0.058	0.15	0.76	0.57	0.33	0.39	0.35
Lagon_intermediaire_15-30m/Pates	18	2.3	117	2.5	0.63	0.6	0.038	0.15	0.7	0.6	0.38	0.36	0.36
Pente_externe/Epandage_detritique	25	2.9	142	2.8	0.68	0.62	0.03	0.22	0.79	0.53	0.4	0.44	0.34
Pente_externe/Eperons_Sillons	35	3.7	114	3.8	0.86	0.76	0.026	0.33	0.83	0.54	0.52	0.5	0.3
Platier_emmerge	26	1.9	183	1.9	0.47	0.4	0.018	0.24	0.57	0.48	0.28	0.36	0.27
Lagon_peu_profond_5-15m/Massifs	30	2.8	122	3.4	0.82	0.7	0.028	0.23	0.8	0.48	0.47	0.42	0.3
Platier_infratidal/Eperons_sillons	24	3.5	60	3.4	0.83	0.75	0.036	0.17	0.73	0.55	0.32	0.35	0.24
Lagon_profond/Massifs	29	2.4	205	3	0.72	0.61	0.026	0.43	0.88	0.59	0.52	0.65	0.34

Figure 69 : Représentation pour Geyser de la valeur moyenne de l'indice d'assemblage quantifié avec la méthode STAVIRO selon le type d'habitat N4 (A) et N5 (B) avec les valeurs faibles en gros disque bleu, les valeurs médianes en petit disque blanc et les valeurs fortes en gros disque rouge. Les valeurs moyennes de l'indice par habitat sont données pour chaque habitat.

Pour quantifier les variations fonctionnelles entre assemblages nous nous appuyons sur les six indices proposés plus haut.

La richesse fonctionnelle (*Fric*), qui est une mesure du volume fonctionnel d'un assemblage, permet de quantifier le nombre de fonctions disponibles dans l'assemblage (plus le volume est grand, plus il y a de fonctions). Ainsi, d'après les données UVC et STAVIRO, cet indice est plus élevé au niveau des massifs de passe, des pâtés sur le platier infratidal ennoyé, des pâtés du platier infratidal, du platier infratidal profond à colonies coralliennes denses, des massifs des lagons intermédiaires et profonds et sur les éperons et sillons de pente externe (Tableaux 17 et 18, Figures 68 et 69). Ceci montre qu'une plus grande quantité de fonctions est présente sur ces différents habitats. Au contraire, cet indice est faible au niveau des herbiers et des zones à épandage détritique, du platier à éperons et sillons et des pâtés du lagon intermédiaire. Du fait de la faible diversité et d'une densité relativement faible, très peu de traits fonctionnels sont disponibles dans ces habitats. Il est intéressant de noter que malgré une plus faible superficie d'habitat, les massifs semblent contenir une des plus fortes

densités et une des plus grandes richesses fonctionnelles parmi les habitats quantifiés dans cette étude. Même si les planctonophages pélagiques dominent toutes les autres fonctions trophiques sur cet habitat, l'ensemble des régimes trophiques y sont présents avec une plus forte abondance d'invertivores mobiles.

La divergence fonctionnelle (*FDiv*) peut indiquer le degré de différenciation de la ressource et donc, une indication de la compétitivité de l'assemblage. Dans l'ensemble *Fdiv* est élevée sur l'ensemble des habitats, à l'exception du platier infratidal ennoyé et du platier émergé (Figures 68 et 69). Ceci indique certainement une présence importante d'espèces aux fonctions spécifiques indicatrices d'une importante compétitivité dans ces habitats. La dispersion fonctionnelle (*FDis*) est très similaire au précédent indice et montre l'ampleur du phénomène de dispersion. Comme le précédent indice (en ne considérant que la typologie N5), les massifs, les pâtés, et les éperons et sillons de pente externe, semblent contenir des espèces avec des fonctions écologiques très différentes des zones à platier émergé, des éperons et sillons de platier infratidal et des structures à épandage détritique.

La spécialisation fonctionnelle (*FSpe*) est un indice qui met en évidence la présence d'espèces avec des traits fonctionnels spécifiques et extrêmes. Globalement, les massifs de lagon profond, les zones à colonies coralliennes denses, les massifs du platier infratidal ennoyé ont des valeurs élevées (Tableaux 17 et 18, Figures 68 et 69). Au niveau des STAVIRO, l'ensemble de cet indice est faible surtout pour les zones à dominance d'épandage détritique, mais élevé pour les massifs du platier ennoyé et du lagon profond. La spécialisation fonctionnelle peut évoluer au cours du temps en fonction des habitats. En effet, les espèces à forte *FSpe*, comme certains piscivores de grande taille se déplaçant entre les récifs, ou des planctonophages vivants en banc et de taille moyenne sont présentes de façon intermittente, mais en majorité sur des habitats à forte pente et proche de l'arrivée des upwellings enrichis en zooplancton. L'originalité fonctionnelle (*FOri*) mesure la redondance fonctionnelle. Plus l'indice d'originalité tend vers 1, plus les espèces ont des fonctions originales. Ici, *FOri* était élevé dans les milieux plutôt homogènes comme les épandages détritiques, les zones à algueraie, le platier émergé, les platiers ennoyés à dominance détritique, qui sont peuplés par des espèces ayant des fonctions écologiques proches, ainsi que des herbivores, des consommateurs d'invertébrés mobiles ou des omnivores. En revanche, le passage d'une espèce ayant une fonction écologique complètement différente (par exemple un piscivore de grande taille qui passe lors des comptages) peut faire varier grandement cet indicateur (très grande distance fonctionnelle des espèces autochtones de l'habitat). C'est sans doute ce qu'il s'est produit sur ces habitats. De ce fait, ces habitats correspondent bien à des écotones de passage, correspondant à une zone de transition écologique. Toutefois, d'après les données UVC, le calcul de cet indice montre également un *FOri* fort sur les massifs profonds. Ceci confirme que les massifs peuvent être occupés par des espèces fonctionnellement différentes et qu'un grand nombre de niches écologiques sont occupées dans un état stable. Les résultats de l'indice d'équitabilité (*FEve*) vont dans ce sens. Cet indice évalue la distribution des espèces dans l'espace. Plus *FEve* est grand, plus il y a une distribution régulière des espèces dans l'espace, et inversement, une valeur faible indique une hétérogénéité. L'indice *FEve* est faible sur les massifs lagonaires, sur les pâtés et le platier infratidal à alignement transversaux (Tableaux 17 et 18, Figures 68 et 69). Ceci montre que le milieu est très hétérogène et occupé par des espèces avec des fonctions très différentes.

En résumé, ces résultats montrent un fait très intéressant et encore peu connu : la richesse ichtyologique très importante des massifs profonds présents au centre du lagon du Geysier. Par ailleurs, ces résultats confirment la grande richesse des assemblages appartenant aux habitats à

forte structure tridimensionnelle (pente et rugosité), et inversement une plus faible richesse associée aux habitats peu complexes.

Résultats pour le banc de l'Iris

Au niveau du banc d'Iris, les indices de diversité spécifique et fonctionnelle ont été calculés sur des assemblages complets (toutes les espèces de poissons ont été recensées) contrairement aux données du banc de Geysier où les indices calculés proviennent seulement des densités de poissons d'intérêt halieutique. Excepté le nombre d'espèces (R_s) et la densité, aucune différence n'est significative sur les autres indicateurs de richesse et d'hétérogénéité (Tableau 19). La R_s est plus élevée sur les pâtés du lagon intermédiaire 40-50 m, sur les massifs de la passe peu profonde, sur les massifs de pente externe, et sur le platier ennoyé profond à constructions coralliennes (Figure 70). Elle est significativement basse au niveau de la pente interne à épandage détritique. La densité ($Dens$) est plus élevée au niveau des pâtés du lagon intermédiaire 40-50 m et bas sur les épandages détritiques du platier ennoyé profond.

L'indice d'équitabilité de Simpson (E) est uniquement influencé par la profondeur. Il est faible sur l'habitat de la pente interne à épandage détritique (Tableau 19). Cependant, la forte variance des données montrent qu'il existe une certaine hétérogénéité des peuplements de poissons. La pente interne est composée d'une multitude de pâtés coralliens qui n'ont pas été cartographiés sur le banc de l'Iris et il se peut que les données sur ce milieu comprennent à la fois des espèces inféodées au milieu sableux et des espèces vivants sur les pâtés coralliens. Enfin, cet indice est élevé au niveau du platier ennoyé profond à épandage détritique, ce qui montre que le peuplement de cet habitat est réparti de façon homogène.

Présentation des résultats

Tableau 19 : Statistiques des données STAVIRO de l'Iris pour l'effet de la profondeur avec l'habitat N4 ou de la profondeur avec l'habitat N5 sur la variation de 13 indices de diversité. Les probabilités significatives sont représentées en rouge.

Indice	Effet de la profondeur	Effet de la profondeur
	Effet de l'habitat N4	Effet de l'habitat N5
Rs	Prof : $F_{1,42}=15.90$, $p<0.001$ Habitat : $F_{6,42}=2.45$, $p=0.040$	Prof : $F_{1,32}=9.08$, $p=0.005$ Habitat : $F_{6,32}=1.75$, $p=0.142$
Rmn	Prof : $F_{1,42}=5.79$, $p=0.021$ Habitat : $F_{6,42}=1.44$, $p=0.224$	Prof : $F_{1,32}=2.14$, $p=0.154$ Habitat : $F_{6,32}=1.23$, $p=0.317$
Dens (log)	Prof : $F_{1,42}=11.54$, $p=0.002$ Habitat : $F_{6,42}=2.67$, $p=0.028$	Prof : $F_{1,32}=10.67$, $p=0.003$ Habitat : $F_{6,32}=2.62$, $p=0.035$
H'	Prof : $F_{1,42}=4.84$, $p=0.033$ Habitat : $F_{6,42}=1.95$, $p=0.094$	Prof : $F_{1,32}=2.26$, $p=0.143$ Habitat : $F_{6,32}=1.76$, $p=0.139$
λ (exp)	Prof : $F_{1,42}=1.94$, $p=0.171$ Habitat : $F_{6,42}=1.51$, $p=0.200$	Prof : $F_{1,32}=0.82$, $p=0.371$ Habitat : $F_{6,32}=1.63$, $p=0.172$
J' (exp)	Prof : $F_{1,42}=0.67$, $p=0.419$ Habitat : $F_{6,42}=1.22$, $p=0.313$	Prof : $F_{1,32}=0.19$, $p=0.670$ Habitat : $F_{6,32}=1.04$, $p=0.420$
E (log)	Prof : $F_{1,42}=13.16$, $p<0.001$ Habitat : $F_{6,42}=2.06$, $p=0.079$	Prof : $F_{1,32}=8.13$, $p=0.008$ Habitat : $F_{6,32}=1.53$, $p=0.199$
FRic	Prof : $F_{1,39}=9.64$, $p=0.004$ Habitat : $F_{6,39}=4.68$, $p=0.001$	Prof : $F_{1,29}=6.33$, $p=0.018$ Habitat : $F_{5,29}=5.50$, $p=0.001$
FDiv (exp)	Prof : $F_{1,39}=5.11$, $p=0.029$ Habitat : $F_{6,39}=1.99$, $p=0.090$	Prof : $F_{1,29}=1.51$, $p=0.229$ Habitat : $F_{6,29}=7.14$, $p<0.001$
FEve	Prof : $F_{1,40}=0.11$, $p=0.738$ Habitat : $F_{6,40}=0.59$, $p=0.735$	Prof : $F_{1,30}=0.01$, $p=0.920$ Habitat : $F_{5,30}=0.39$, $p=0.854$
FDis	Prof : $F_{1,42}=4.40$, $p=0.042$ Habitat : $F_{6,42}=1.96$, $p=0.094$	Prof : $F_{1,32}=1.43$, $p=0.241$ Habitat : $F_{6,32}=2.00$, $p=0.094$
FSpe	Prof : $F_{1,42}=22.48$, $p<0.001$ Habitat : $F_{6,42}=4.86$, $p<0.001$	Prof : $F_{1,32}=10.31$, $p=0.003$ Habitat : $F_{6,32}=4.87$, $p=0.001$
FOri	Prof : $F_{1,42}=16.83$, $p<0.001$ Habitat : $F_{6,42}=1.22$, $p=0.313$	Prof : $F_{1,32}=7.08$, $p=0.012$ Habitat : $F_{6,32}=1.28$, $p=0.295$

Présentation des résultats

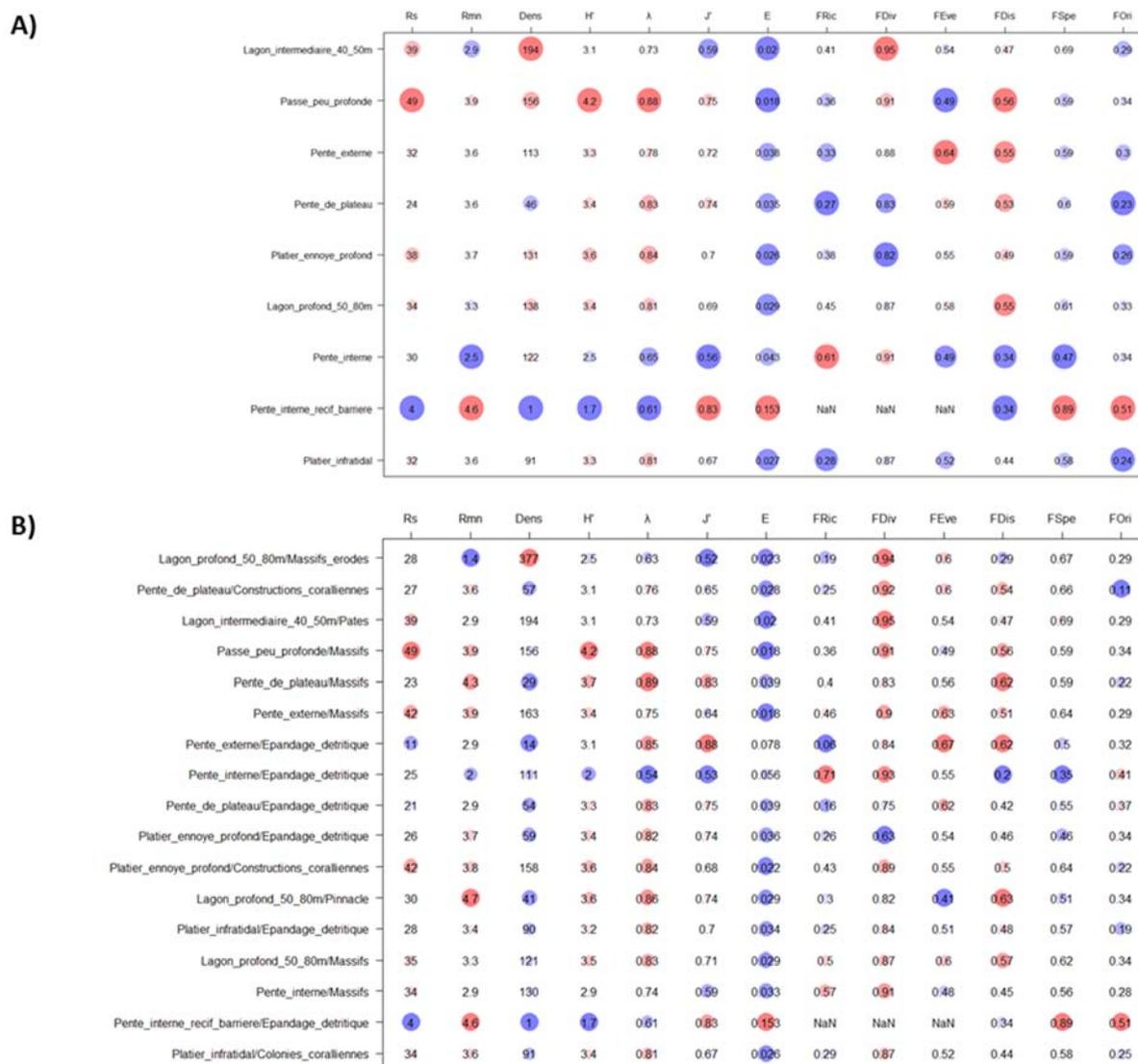


Figure 70 : Représentation de la valeur moyenne des indices d'assemblage quantifiés avec la méthode STAVIRO sur l'Iris selon le type d'habitat N4 (A) et N5 (B) avec les valeurs faibles en gros disque bleu, les valeurs médianes en petit disque blanc et les valeurs fortes en gros disque rouge. Les valeurs moyennes de l'indice par habitat sont données pour chaque habitat. Pour l'Iris, toutes les espèces ont été recensé avec le système STAVIRO (y compris les espèces <18 cm) pour balancer le fait qu'il n'y a pas de comptage UVC.

L'indice *FRic* est élevé sur les massifs de pente interne et faible sur les colonies coralliennes du platier infratidal. Ce résultat montre qu'un plus grand nombre de fonctions écologiques est présent sur les massifs de pente interne, contrairement aux zones du platier. Ces résultats sont confirmés dans le travail de Jac, 2017 (rapport en Annexe 4) qui montre que les assemblages ichtyologiques présents sur les massifs ont une plus grande variabilité dans les traits fonctionnels que ceux du récif barrière.

L'indice *FDiv* a des valeurs faibles sur les zones d'épandage détritique du platier ennoyé profond et fort sur les pâtés du lagon intermédiaire 40-50m (Tableau 19, Figure 70). Cet indice montre qu'il y a une prédominance d'espèces avec des fonctions différentes sur les massifs. Les valeurs *FOri* et *FSpe* élevées sur ce milieu indiquent qu'il y a plus d'espèces avec des fonctions originales et fonctionnellement spécialistes sur cet écosystème. Ces résultats appuient les conclusions de Jac (2017) qui montrent qu'il y a moins d'espèces spécialistes sur les platiers et un taux d'originalité et de spécialisation plus important chez les espèces inféodées aux massifs.

3.3.4.7 Discussion

L'un des objectifs de ce projet était de savoir si l'habitat peut être utilisé comme un proxy pertinent pour caractériser les assemblages. Nous avons confirmé qu'il existe bien un lien entre assemblage de poisson et habitat, en accord avec la littérature scientifique existante (cf. § 3.2.1). Nous avons aussi montré que la couverture abiotique et biotique du substrat est complémentaire de la structure tridimensionnelle (3D) du milieu pour discriminer différents assemblages. Le premier travail réalisé dans ce projet a été de caractériser l'habitat selon deux critères : i) le recouvrement en substrat et biocénose et, ii) la « structure 3D » du milieu (rugosité, pente, profondeur...). La typologie fine N5 utilisée dans les analyses d'indices tient compte à la fois de la structuration biotique et abiotique. Globalement, les résultats montrent que la variation de biocénose benthique, représentée par les pourcentages de recouvrement, est intéressante pour séparer et caractériser les assemblages d'herbier et de substrat recouvert de turf algal. Ces assemblages sont particuliers et relativement pauvres par rapport aux assemblages des autres types d'habitats. Pour les autres assemblages associés à du substrat dur ou corallien, c'est plus la complexité 3D qui est associée à une structuration des assemblages. En effet, plus la complexité tridimensionnelle est importante, plus les assemblages sont riches et fonctionnellement complexes. Ainsi, deux stations ayant un fort recouvrement corallien auront une complexité d'assemblage en poissons dépendante uniquement de leur structuration tridimensionnelle. C'est le cas de la station UVC40 qui montre un très fort recouvrement de corail vivant tabulaire (70%), mais une faible structuration 3D, avec un assemblage plus pauvre (90 espèces) que la station UVC9 (108 espèces). Cette dernière dispose d'un fort recouvrement corallien (45%) et d'une forte structuration 3D. Il en est de même pour la station UVC30 (145 espèces) qui a un faible recouvrement corallien (30%), mais une forte structure 3D.

Un résultat important de ce projet a été l'identification de nouveaux habitats particuliers au centre du lagon : les pâtés et massifs lagonaires profonds. Ces structures étaient connues depuis longtemps, mais n'avaient jamais vraiment été explorées, sans doute à cause de la difficulté à les localiser ou de leur profondeur trop importante pour y faire des comptages traditionnels (> 30m). Grâce à la cartographie fine de ce projet, ces structures ont pu être localisées précisément et échantillonnées à l'aide de stations vidéo rotatives. Les résultats sont surprenants, car ces habitats font partie de ceux disposant des plus grandes diversités observées, qu'elles soient fonctionnelles ou spécifiques. De plus, ces structures affichent de fortes densités et de fortes biomasses. Ceci est d'autant plus étonnant, que les milieux qui les entourent sont parmi les plus pauvres. Elles constituent une sorte « d'oasis sous-marine ». Ces pâtés et massifs font partie des structures situées dans la zone mésophotique (30 à 150 m) et comportent une structure 3D relativement importante. C'est peut-être cela qui est à l'origine de leur grande richesse, car ils procurent un rôle attractif au sein d'un environnement très pauvre. De telles structures ont également été observées sur le banc de l'Iris, et les résultats obtenus sont très similaires concernant les assemblages (cf. rapport de Jac, 2017). En revanche, sur l'Iris, ces structures reposent sur des fonds de 80 m et leurs sommets peuvent remonter jusqu'à 30 m sous la surface, alors qu'ils reposent sur des fonds de 30 à 40 m au Geyser, avec des sommets situés entre 15 et 30 m sous la surface. En conséquence, ces structures comportent des peuplements benthiques distincts (gorgones, corail encroûtant...) sur Iris. Ces structures ont également été cartographiées sur le banc de la Zélée, mais les conditions météo rencontrées ne nous ont pas permis de les échantillonner. Ces habitats, bien que très riches, pourraient être très vulnérables à des activités d'exploitation, car ils occupent de très petites surfaces et concentrent des ressources facilement surexploitable. En revanche, leur petite taille et

leur profondeur pourraient aussi favoriser leur préservation, car très difficile à localiser dans des régions à fort courant, sans matériel de sonde et de localisation satellitaire.

Un troisième constat que l'on peut faire est la différence flagrante dans la structuration des assemblages entre les habitats coralliens vivants et les habitats coralliens morts (recouvert de turf algaux). En effet, la mortalité du corail sur certains environnements favoriserait à long terme, la réduction des structures 3D, ce qui provoquerait un effet déstructurant pour les assemblages (Perry & Morgan, 2017). Par exemple, les stations UVC40 et UVC42 sont deux habitats géomorphologiquement similaires, sauf que la station UVC40 est plus fournie en corail vivant et UVC42 recouverte de turf. Leur géolocalisation les différencie aussi, l'une étant située au nord, et l'autre au sud. Pour ces deux stations, les assemblages sont complètement différents, avec une grosse perte de certaines fonctions. Il est donc possible de supposer, qu'autrefois, la station UVC42 détenait des assemblages similaires à UVC40, mais que la mortalité corallienne et la dégradation du milieu suite aux épisodes de blanchissement récurrents, auraient pu entraîner un changement dans la structure des communautés benthiques. Le recouvrement par le turf algal est une étape transitoire avant la colonisation du substrat, par les macro-algues, ou par de nouvelles recrues coralliennes (phénomène de résilience). Il serait donc intéressant de mieux comprendre les processus qui entraînent les changements de ces communautés, afin de savoir si des changements d'assemblages peuvent influencer ou non, la résilience du milieu. Ces connaissances permettraient de mieux comprendre et anticiper les changements de ces écosystèmes et même permettre d'aboutir à des stratégies de conservation. Ainsi, une simple augmentation de la structure 3D par le biais de formations artificielles (type récifs artificiel provisoire à forte structure 3D), localisées sur certaines zones pourrait influencer ces étapes de transition, pour éviter de basculer d'un équilibre productif (corail vivant) à un équilibre beaucoup moins productif (couverture de macroalgue et de turf algal).

Les données historiques que nous avons pu récupérer dans le cadre de ce projet, n'ont pas été suffisantes pour montrer une variation des assemblages du Geyser dans le temps, probablement dû à l'absence des détails de réplification par station et le petit nombre de station comparés. Si un effort supplémentaire était réalisé pour rechercher les jeux de données brutes, il serait intéressant de vérifier s'il existe des changements dans la structuration des assemblages, associés aux changements de la couverture benthique. Les stations de suivis sont clairement placées sur des zones qui ont subi des changements très importants au cours du temps. Réaliser une analyse fine ciblée sur ces données permettrait peut-être d'amorcer des pistes de recherche sur les notions de relation assemblage/habitat en relation avec des thématiques de résiliences.

3.3.5 ANALYSE DES COMMUNAUTÉS ICTHYOLOGIQUES D'INTERET HALIEUTIQUE

Cette partie s'attache à étudier les peuplements présentant un intérêt économique pour la pêche locale et régionale. Pour les descriptions et analyses de données qui vont suivre, nous avons donc décidé de conserver uniquement les espèces dont la taille maximale référencée est strictement supérieure à 18 cm.

3.3.5.1 Résultats synthétiques issus du plan d'échantillonnage sur les bancs, selon les méthodologies mises en œuvre.

Le Tableau 20 synthétise les principaux résultats et indicateurs d'échantillonnage en fonction des méthodes d'observation mises en œuvre sur les bancs du Geysier et de l'Iris. Les données sont mises en relation avec les surfaces relatives des habitats de typologie N5 définis par la cartographie.

La méthodologie de transect BELT - UVC a permis d'échantillonner 50 % des habitats identifiés lors de l'étude sur le banc du Geysier. Ces habitats ne représentent que 22 % de la surface totale du banc. Trente-cinq stations y ont été réalisées, pour une surface cumulée de 8 750 m², soit un taux d'échantillonnage de 0,015 %. La méthodologie STAVIRO (ou SVR) a permis d'échantillonner 69% des habitats identifiés sur le banc du Geysier. Cependant, ils représentent la quasi-totalité de la surface du banc considérée dans l'étude (98% de la surface totale). Deux cent trente stations vidéo rotatives y ont été réalisées, pour une surface cumulée de plus de 45 080 m², soit un taux d'échantillonnage de 0,017 %.

Tableau 20 : Résultats de l'échantillonnage des bancs Geysier et Iris selon la méthodologie mise en œuvre (UVC : Belt Poisson et SVR : station vidéo rotative), le nombre et les surfaces estimées des habitats identifiés.

SITES	GEYSER		IRIS
Surface totale du banc (km ²)	268		246
Méthode d'évaluation	UVC	SVR	SVR
Nombre habitats (N5) identifiés	42	42	36
Nombre habitats (N5) prospectés	21	29	17
Taux prospection habitats (N5) identifiés	50%	69%	47%
Surface cumulée Habitats (N5) prospectés (km ²)	59	264	173
Taux de prospection surfacique Habitats (N5)	22%	98%	70%
Nombre de stations	35	230	52
Surface échantillonnée cumulée des stations	8 750	45 080	10 192
Taux échantillonnage surfacique des habitats prospectés	0,015%	0,017%	0,004%
Densité moyenne (ind./100m ²) (pondération par la surface de l'habitat)	89	62	22
Richesse spécifique observée (espèces dont la taille max > 18 cm)	221	211	148

Sur le banc de l'Iris, la méthodologie SVR a permis d'échantillonner 46% des structures géomorphologiques identifiés. Elles représentent 70% de la surface totale du banc. Cinquante-deux stations y ont été réalisées, pour une surface cumulée observée de 10 192 m², soit un taux d'échantillonnage surfacique de 0,004%.

Présentation des résultats

Pour chacun des deux bancs, une carte des densités totales (par station) en fonction des grands habitats de typologie N4, est présentée dans les paragraphes suivants (Figure 71 & 72).

3.3.5.1.1 Banc du Geyser (BELT et SVR)

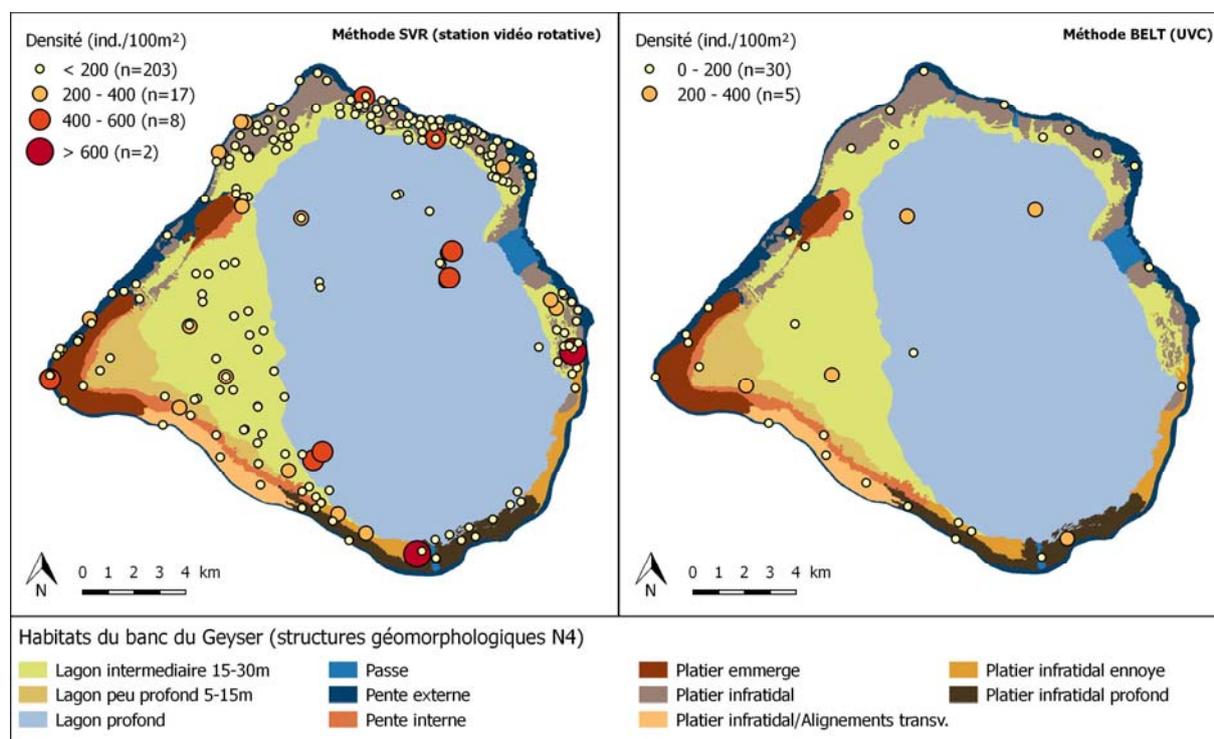


Figure 71 : Représentation des densités totales (ind./100m²) des peuplements ichthyologiques observés pour chaque station échantillonnée en SVR (station vidéo rotative, à gauche) et en Belt (UVC poisson, à droite), dans les différents habitats (structures géomorphologiques de typologie N4) identifiés à l'échelle du banc du Geyser.

Sur le banc du Geyser, l'analyse de la répartition géographique des densités totales (toutes familles confondues) caractérisant l'ensemble des stations échantillonnées en SVR (n = 230) et en UVC (n = 35) (Figure 71), nous amène à deux conclusions. Tout d'abord, l'amplitude est très importante entre les différentes stations, et ce, pour les deux méthodes employées. On observe des densités totales pouvant aller de 29 à 393 ind./100m² en UVC et de 2 à 892 ind./100m² en SVR. Ces variations s'expliquent principalement par l'importante diversité d'habitats échantillonnés (d'autant plus importante en SVR), qui composent un banc récifal tel que celui du Geyser. En revanche, même si les richesses spécifiques sont du même ordre, 221 espèces observées en UVC contre 211 en SVR, la densité moyenne pondérée par la surface de l'habitat, se révèle supérieure en UVC (89 ind./100m²) par rapport aux SVR (62 ind./100m²) (Tableau 20). Il est à noter qu'en ce qui concerne les densités estimées par STAVIRO, les valeurs très importantes sont extrêmement rares (moins de 5% des stations présente une densité supérieure à 400 ind./100m²). De plus, ces très fortes densités s'expliquent la plupart du temps par la présence d'un banc de Caesionidae.

3.3.5.1.2 Banc de l'Iris (SVR)

Seule la méthode des stations vidéo rotatives a été mise en œuvre pour évaluer les communautés ichthyologiques sur ce banc récifal. Bien qu'un grand nombre d'habitats ait été échantillonné, le nombre de stations réalisées reste relativement faible. On observe en effet, que les densités totales des 52 stations peuvent aller de 2 à 207 ind./100m² (Figure 72). La densité moyenne (pondérée par la surface de l'habitat N5) est de 22 ind./100m² et 148 espèces distinctes ont été identifiées

Présentation des résultats

(Tableau 20). Comparativement à Geyser, où la même méthode a été utilisée, les densités et richesses spécifiques sont donc inférieures sur le banc de l'Iris.

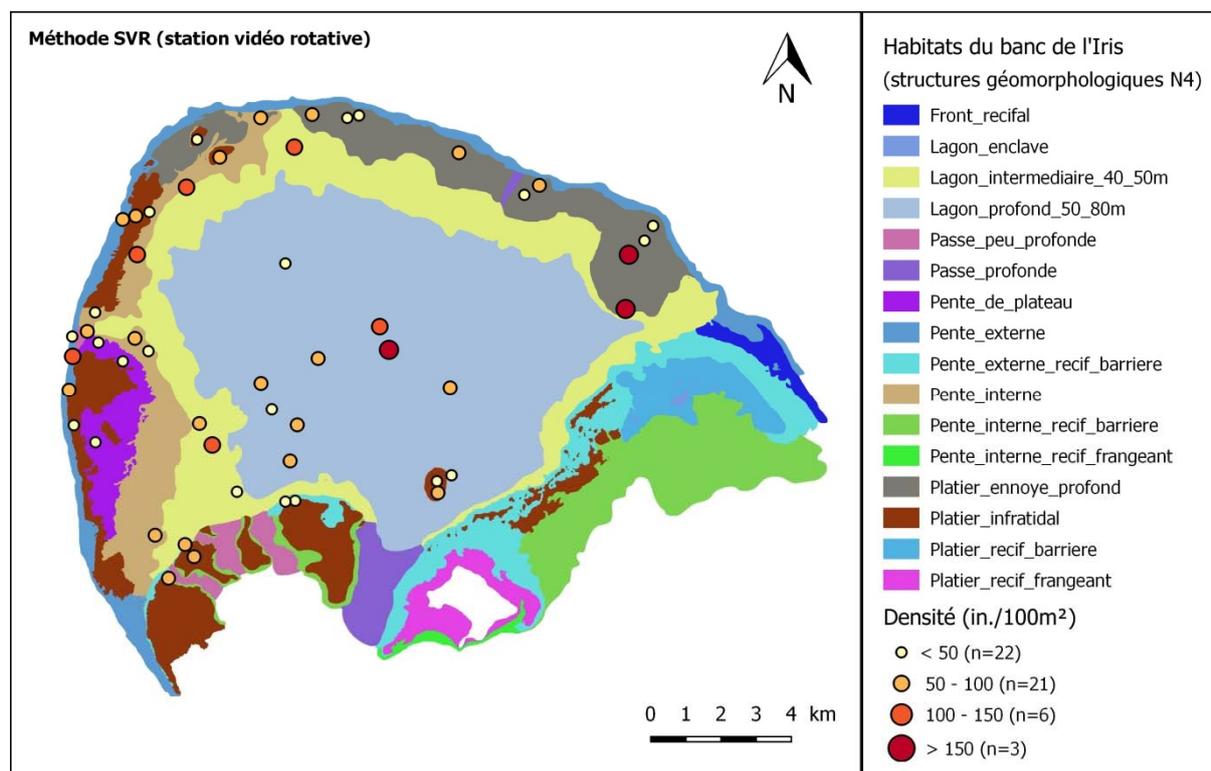


Figure 72 : Représentation des densités totales (ind./100m²) des peuplements ichthyologiques observées pour chaque station échantillonnée en SVR (station vidéo rotative, à gauche), dans les différents habitats (structures géomorphologiques de typologie N4) identifiés à l'échelle du banc de l'Iris.

3.3.5.1.3 Bacs du Geyser et de l'Iris

Les cartographies à l'échelle des bancs montrent, pour Geyser comme pour Iris, qu'il n'y a pas de segmentation spatiale évidente dans les densités des peuplements ichthyologiques associés à ces deux bancs. Aucune grande partie de ces deux récifs n'est caractérisée par un ensemble de stations présentant des densités très faibles, voire nulles. En effet, même au sein des deux grands lagons profonds, certains pâtés et massifs indiquent la présence d'oasis d'abondance et de biodiversité.

Les boîtes à moustaches présentes en figures 73 et 74 résument les principales caractéristiques de distribution (moyenne, médiane, quartiles, minimum, maximum, valeurs extrêmes et déciles) des densités observées sur les principales structures géomorphologiques échantillonnées (niveaux N4 en abscisse et N5 en ordonnée) sur les deux bancs et pour les deux méthodologies mises en œuvre. L'échelle des ordonnées est différente selon la typologie d'habitat de niveau N5 considéré et permet ainsi d'avoir un premier aperçu des niveaux de densité qui y sont relevés. Ces données permettent de décrire et de caractériser les niveaux d'abondances observées par habitat et selon les méthodologies mises en œuvre par site. Il est toutefois important de considérer la qualité des observations sur l'interprétation qui en sera faite.

Comme montré précédemment (§3.3.4.2 & Tableau 20), les valeurs de densité sont globalement supérieures en UVC qu'en SVR, quel que soit l'habitat sur le banc du Geyser. Les densités estimées sont globalement plus faibles sur Iris. Les structures à massifs, à pâtés, à éperons et sillons, à couverture et colonies coralliennes montrent des densités globalement plus élevées. Les résultats

Présentation des résultats

par site et structures géomorphologiques (densités moyennes, paramètres de dispersion, nombre de stations) sont synthétisés dans les Tableaux en Annexes 3.1, 3.2 et 3.3.

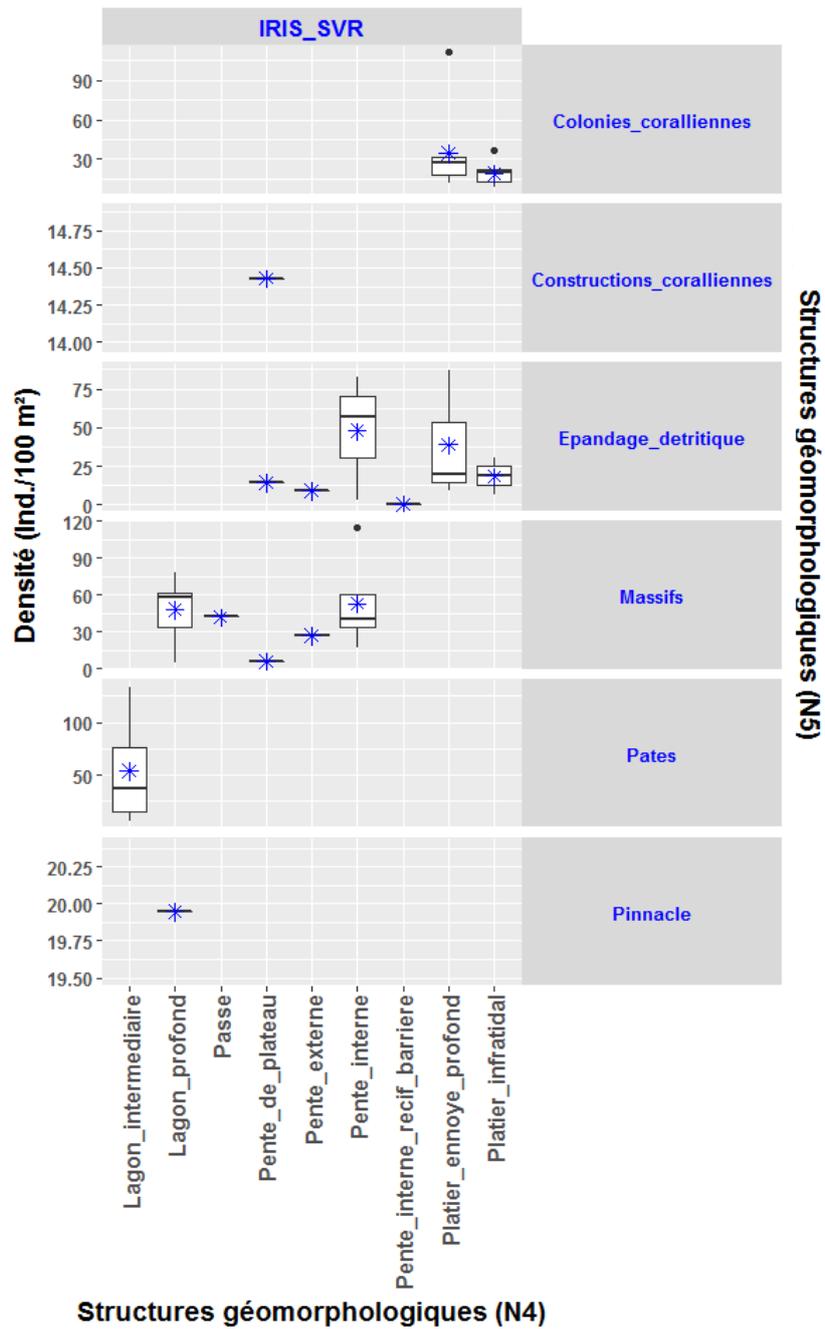


Figure 73 : Boîtes à moustaches représentant les valeurs de densités des peuplements ichtyologiques observées sur le banc de l'Iris par SVR (station vidéo rotative), selon les structures géomorphologiques (N4 en abscisses et N5 en ordonnées).

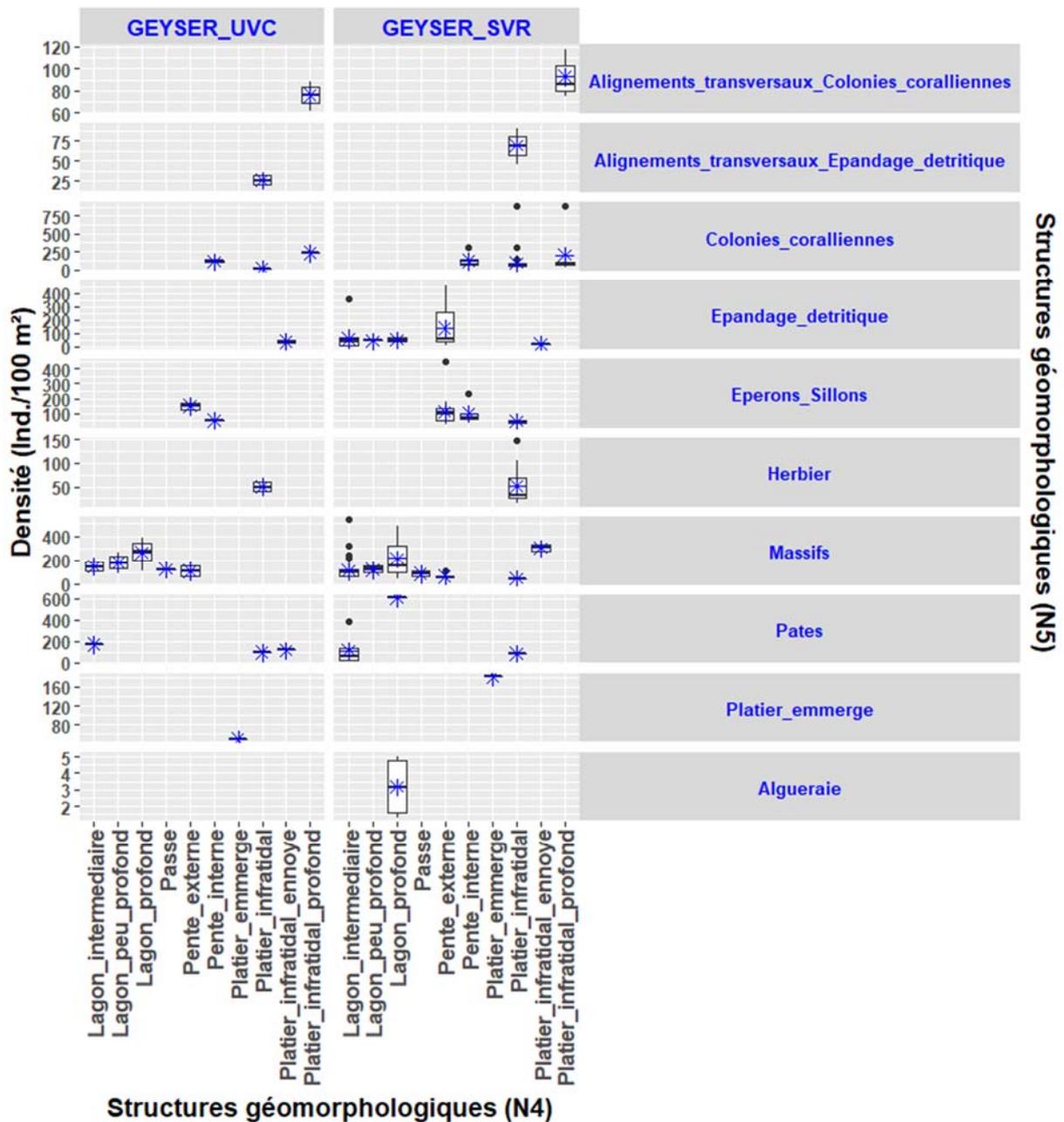


Figure 74 : Boîtes à moustaches représentant les valeurs de densités des peuplements ichtyologiques observées sur le banc du Geysier en SVR (station vidéo rotative) et en UVC (Belt poisson), selon les structures géomorphologiques (N4 en abscisses et N5 en ordonnées).

3.3.5.1.4 Composition et fréquences d'occurrence des familles observées sur les stations, par méthode et par site : sélection des familles d'intérêt halieutique.

Parmi les 41 familles observées, onze d'entre elles n'ont pas été vues sur le banc de l'Iris (Figure 75). Sur Geysier, les Apogonidae, les Bothidae (Turbots), les Ginglymostomatidae (Requin-nourrice) et les Synodontidae (Poissons-lézards) ont été observés en UVC, mais pas en SVR. En revanche, les Echeineidae (Rémoras), les Sphyrænidae (Barracudas) et une famille de tortues marines d'intérêt patrimonial, les Cheloniidae, représentée par deux espèces (*Chelonia Mydas* et *Eretmochelys imbricata*), ont été enregistrées par les stations vidéo rotatives. Comme montré dans l'analyse des données temporelles sur la pêcherie (cf. § 2.2), les quatre principales familles ciblées, Carangidae,

Lethrinidae, Lutjanidae et Serranidae, figurent parmi celles qui sont les plus fréquemment observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris, indépendamment de la méthode de suivi (Figure 75). Elles sont donc retenues comme familles indicatrices de la pression de pêche sur ces bancs. Les autres familles importantes, telles que les Acanthuridae, les Balistidae, les Caesionidae, les Holocentridae, les Labridae, les Mullidae et les Scaridae, peuvent aussi présenter un certain intérêt halieutique, mais n'ont jamais fait l'objet d'une pêche ciblée sur ces bancs (cf. § 2.1 et 2.2). Elles ne seront donc pas traitées dans le cadre de cette étude, de même que les autres espèces de faible intérêt halieutique et/ou trop peu abondantes.

3.3.5.1.5 Choix des méthodes pour le calcul des métriques d'intérêt halieutique.

L'analyse descriptive des valeurs de densité, a mis en évidence des niveaux d'abondance très différents entre les UVC et les SVR. En l'état, il n'est pas possible de comparer les résultats obtenus par ces deux méthodes, car les caractéristiques méthodologiques et les capacités intrinsèques à chacune d'elle, pour couvrir l'ensemble des structures géomorphologiques identifiées, sont différentes. Sur le plan méthodologique, les comptages UVC tendent à évaluer des densités plus importantes pour certains groupes d'espèces, en particulier celles au comportement grégaire et très mobile, telles que les Carangidae, certains Lutjanidae et Lethrinidae. Contrairement au STAVIRO, le temps de comptage en UVC par station n'est pas standardisé (voir § 3.3.4.2). Ces caractéristiques pourraient expliquer en grande partie les fortes différences dans les densités moyennes observées entre les deux méthodes sur le banc du Geyser (Figures 71 et 74).

La mise en œuvre des deux méthodes (UVC et SVR) en parallèle durant les deux missions de terrain a permis de déterminer leur capacité à évaluer les indices d'abondances sur de grands espaces et sur plusieurs habitats. Les résultats présentés dans le Tableau 20 indiquent clairement une meilleure couverture spatiale par les SVR, aussi bien en surfacique (98% en SVR, contre 22% en UVC) qu'en nombre d'habitats échantillonnés (69% en SVR, contre 50% UVC). Le nombre de stations étudiées par structure géomorphologique est également plus important globalement pour les SVR (Tableaux en Annexes 3.1, 3.2 et 3.3).

Sur la base de ces éléments factuels, les métriques de densité par structure géomorphologique et par classe de taille, concernant les 4 familles retenues pour les diagnostics halieutiques à venir, sont celles issues des SVR. Cette méthode, standardisée dans l'espace et le temps, permet également lorsque les conditions sont réunies, d'estimer les biomasses de chacune des espèces. Pour cela, il est nécessaire de disposer de poids moyens par classe de taille. Contrairement au SVR, les comptages en UVC permettent d'évaluer les tailles avec une précision de l'ordre de +/- 2cm. Les données de longueur totale par espèce sont utilisées, lorsqu'existantes et satisfaisantes, afin d'évaluer pour chacune d'entre elles, le poids moyen des trois classes de taille relatives utilisées lors des comptages SVR (Petit, Moyen et Grand).

En résumé, les métriques de densité, de fréquence d'occurrence et de biomasse spécifique, sont issues des observations en SVR. En complément, les données de richesse spécifique et de poids moyen par classe de taille proviennent des comptages UVC. Pour les classes de taille manquantes pour certaines espèces dans les comptages UVC, mais observées en SVR, une approximation a été faite à partir des limites des classes de tailles retenues, soit une taille moyenne correspondante au 2/3 de la classe « Petit », 1/2 de la classe « Moyen » et 1/3 de la classe « Grand ». Les valeurs obtenues par cette méthode ont été comparées avec les valeurs observées en UVC. Les variations observées entre les deux méthodes ne divergent pas de manière significative. Elles ont été utilisées

Présentation des résultats

uniquement pour combler l'absence de données de tailles observées dans le milieu pour : *Lethrinus rubrioperculatus* (Grand), *Variola louti* (Petit), *Cephalopholis sexmaculata*, *Epinephelus malabaricus* (Petit et Moyen), *Lutjanus rivulatus* (Grand), *Lethrinus olivaceus* (Grand et Moyen) et *Gymnocranius grandoculis*.

Les campagnes scientifiques du projet EPICURE ont permis de décrire et de mesurer pour la première fois, des indices d'abondances, structurés en taille, pour les principales espèces d'intérêt halieutique sur les bancs du Geyser et de l'Iris. Ces résultats sont présentés à l'échelle des principaux habitats cartographiés lors de l'étude, et extrapolés à la surface totale étudiée de chacun des bancs. Les densités et les biomasses ont ainsi été estimées, lorsque cela était possible, pour les quatre principales familles de poissons ciblées, notamment par la pêche artisanale mahoraise. Elles sont composées de 4 espèces de Carangidae, 4 espèces de Lethrinidae, 6 espèces de Lutjanidae et 8 espèces de Serranidae. L'ensemble des résultats sont présentés de manière synthétique sous la forme d'une fiche diagnostic pour chacune des quatre familles et des principales espèces qui les composent. Des graphiques résumant une large somme d'informations sur des indices de densité et de biomasse (Annexes 3.5, 3.6, 3.7, 3.8, propres à chaque Famille). Ils permettent à la fois de visualiser les valeurs moyennes et les intervalles de confiance des densités pour chacune des espèces, par classes de taille et selon les structures géomorphologiques échantillonnées pour chacun des sites. L'objectif est avant tout de mettre en exergue les contrastes dans les valeurs obtenues.

Présentation des résultats

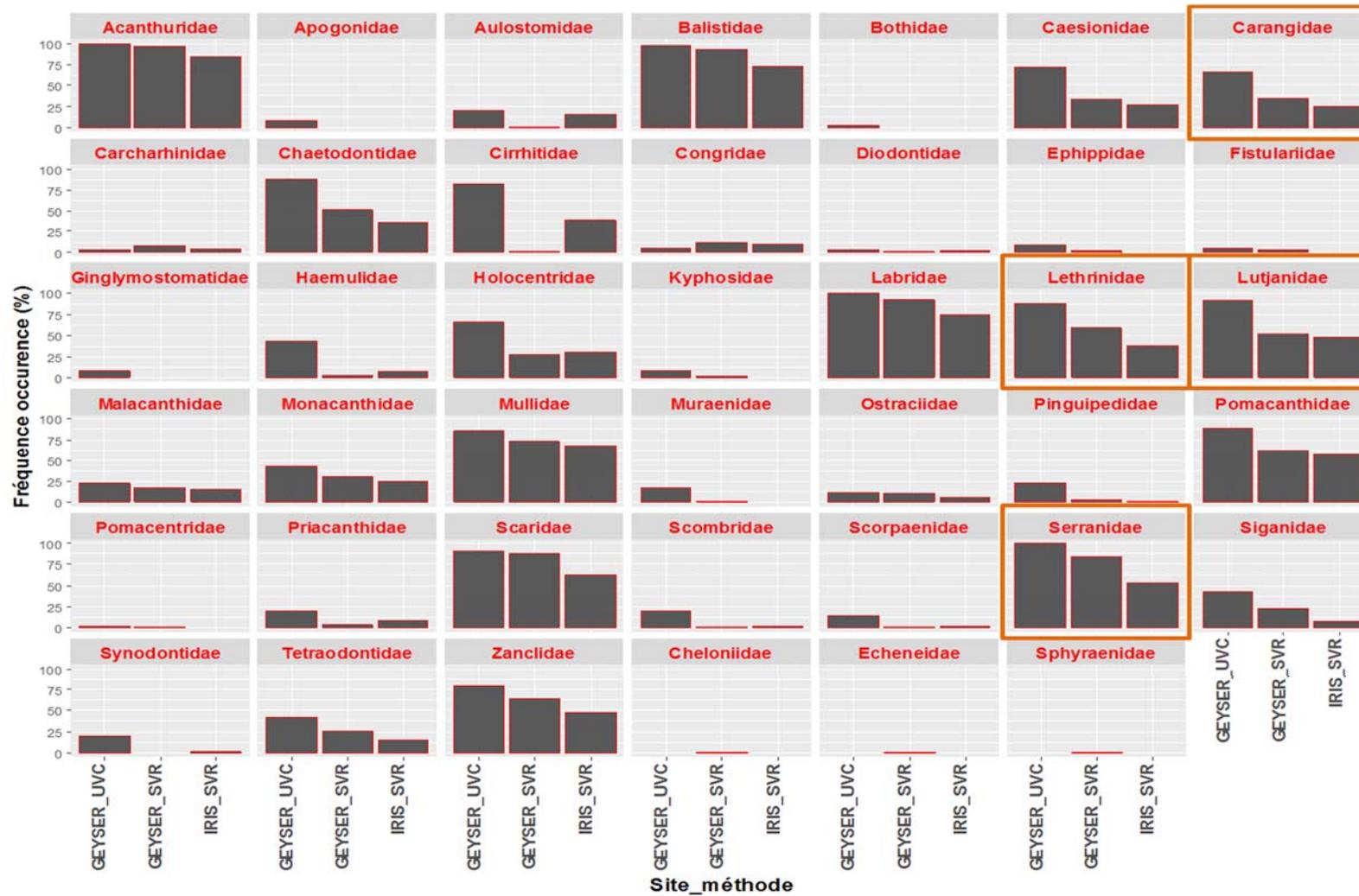


Figure 75 : Fréquence d'occurrence (%) des familles des peuplements ichthyologiques observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris, selon la méthodologie d'observation (UVC, SVR). La représentation des familles est basée sur une composition n'incluant que les espèces Les familles dont la taille maximale référencée est supérieure à 18 cm. Les rectangles orange symbolisent les quatre familles retenues pour l'étude halieutique.

Présentation des résultats

3.3.5.2 Fiches de synthèse des résultats pour un diagnostic par Famille

3.3.5.2.1 Carangidae

FAMILLE DES CARANGIDAE (Annexe 3.5)			
Présence Habitat	Présente sur l'ensemble des types géomorphologiques à Geysier et à Iris		
Richesse spécifique	Les Carangidae sont représentés par 11 espèces sur le banc du Geysier (observations UVC). Seules 6 espèces ont été observées en SVR sur Geysier et 2 espèces sur Iris.		
Densité (Ind./100m ²)	Très variable selon le type géomorphologique. Valeurs élevées sur les structures à massif, à éperons et sillons, à colonies coralliennes, voire à herbier. Niveau de densité par habitat très dépendant de la grégarité des espèces observées.		
Densité par classe de taille	Forte densité des grands individus sur Geysier et Iris. Les tailles moyennes sont présentes en plus faibles abondances. On note l'absence de petits individus.		
ESPECES D'INTERET HALIEUTIQUE (Annexes : Tableau 3.4.1 et Figures 3.5.1 à 3.5.7)			
<p>La carangue bleue (<i>Caranx melampygus</i>) est l'espèce la plus présente dans les comptages, quel que soit le site et la méthode. C'est une espèce d'intérêt halieutique majeur, qui compose une grande part des espèces de carangues capturées sur les bancs. Le coureur arc-en-ciel (<i>Elagatis bipinnulata</i>) est également très présent sur Geysier. Cependant, il s'agit d'une espèce pélagique dont l'évaluation est complexe et la variabilité de son abondance est fortement dépendante de flux migratoires. Bien que présente sur les bancs et ciblée par la pêche, la <i>Caranx ignobilis</i>, n'a pas été observée par les SVR sur les bancs. Ce résultat peut être lié d'une part à sa faible abondance et d'autre part, à un comportement plus pélagique que la carangue bleue, avec des individus souvent proche de la surface où cette espèce chasse ses proies. Elle occupe donc une niche écologique, qui n'est pas toujours observée par la méthode des STAVIRO. C'est également le cas des petites espèces observées dans les comptages UVC et qui ne représentent pas d'intérêt particulier pour la pêcherie sur les bancs (petites tailles, faibles densités). Seules quatre espèces de carangues sont conservées comme indicatrices de la pression de pêche exercée sur cette famille.</p>			
Espèce	Site	Commentaires	Incertitude
<i>Caranx melampygus</i>		Espèce récifale ubiquiste (Galzin <i>et al.</i> , 1983), au grégarisme ponctuel, avec la plus forte occurrence des Carangidae dans les comptages sur les deux sites. Taille maximale : 80 cm.	
	Geysier	Forte contribution des grands poissons dans les densités et les biomasses. Absence de petits poissons. Niveaux de densités variables selon l'habitat. Observée dans 59% des habitats. Plus abondante sur les pentes externes.	Faible
	Iris	Forte contribution des grands poissons dans les densités et les biomasses. Absence de petits poissons. Niveaux de densités variables selon l'habitat et plus élevés sur les pentes internes. Observée dans 53% des habitats. Tendance à être plus abondante sur les pentes internes et le lagon profond. Résultat à consolider.	Forte
<i>Caranx sexfasciatus</i>		Espèce récifale, au grégarisme important, avec une fréquence d'occurrence inférieure à 10% dans les comptages sur Geysier. Non observée à Iris. Taille maximale : 80 cm.	
	Geysier.	Densité forte de grands individus, essentiellement sur les lagons profonds à Massifs.	Faible
	Iris	Aucune observation. Résultat à consolider.	Forte
<i>Caranx lugubris</i>		Espèce récifale ubiquiste, au grégarisme ponctuel, avec une faible occurrence dans les comptages sur Geysier (inférieure à 7%). Taille maximale : 150 cm.	
	Geysier	Densité très faible. Forte contribution des grands individus, essentiellement sur les platiers infratidaux ennoyés à massifs. Absence de petits individus.	Modérée
	Iris	Aucune observation. Résultat à consolider.	Forte
<i>Caranx ignobilis</i>		Grande espèce récifale ubiquiste, au grégarisme ponctuel, non observée dans les comptages SVR. Présente dans les comptages UVC (fréquence d'occurrence inférieure à 9%). Taille maximale : 150 cm.	
	Geysier	Aucune observation. Résultat à consolider.	Forte
	Iris	Aucune observation. Résultat à consolider.	Forte

Présentation des résultats

3.3.5.2.2 Lethrinidae

FAMILLE DES LETHRINIDAE (Annexe 3.6)			
Présence Habitat	Présente sur l'ensemble des types géomorphologiques, avec de très faibles densités sur les pentes externes et internes à éperons et sillons à Geysier, ainsi que dans le lagon profond à pinacles et la pente de plateau à Iris.		
Richesse spécifique	Les Lethrinidae sont représentés par 4 genres et 9 espèces (observation UVC). Toutes ont été observées en SVR sur Geysier et seulement 5 espèces à Iris.		
Densité (Nb Ind./100m ²)	Très variable selon le type géomorphologique. Valeurs élevées sur les platiers et dans les lagons. Pouvant atteindre des valeurs exceptionnelles dépassant les 100 individus par 100m ² , mais fortement influencée par le gréganisme des espèces rencontrées.		
Densité par classe de taille	Forte densité des grands individus sur Geysier et Iris. Les trois classes de tailles sont bien représentées pour cette famille sur Geysier, mais faible densité des moyens et absence de petits individus sur Iris.		
ESPECES D'INTERET HALIEUTIQUE (Annexes : Tableau 3.4.2 et Figures 3.6.1 à 3.6.7)			
<p>Les Lethrinidae sont représentés par 4 genres et 9 espèces. La gueule pavée (<i>Monotaxis grandoculis</i>) domine en fréquence d'occurrence dans les observations. Sur Geysier, trois grandes espèces d'empereur d'intérêt halieutique du genre <i>Lethrinus</i> sont présentes dans les observations, faiblement (entre 1 et 15%) et très variables en occurrence selon le site et la méthode. Trois sur les neuf n'ont pas été observées sur Iris en vidéo. En revanche, le capitaine blanc (<i>Gymnocranius grandoculis</i>) semble plus fréquent à Iris qu'à Geysier. La perche d'or (<i>Gnathodentex aurolineatus</i>) et le capitaine baxou (<i>L. variegatus</i>) sont deux petites espèces grégaires, présentes sur les deux bancs mais de faible intérêt pour la pêche. Elles ne sont pas retenues pour le diagnostic, de même que <i>L. obsoletus</i> trop peu fréquente dans les observations et non ciblée. On note l'absence de <i>Lethrinus erythracanthus</i>, espèce fréquente dans les débarquements provenant des bancs. Cette espèce active de nuit, très cryptique de jour, est difficilement observable et quantifiable par les méthodes SVR et UVC. <i>L. olivaceus</i> et <i>L. erythracanthus</i> constituaient les principales espèces ciblées sur les bancs.</p>			
Espèce	Site	Commentaires	Incertitude
<i>Monotaxis grandoculis</i>	Espèce récifale ubiquiste, au gréganisme important (adulte), avec les valeurs de fréquence d'occurrence les plus élevées parmi les Lethrinidae sur les deux sites (> 30%). Taille maximale : 60 cm.		
	Geysier	Présente dans 59% des habitats échantillonnés. Stock constitué au 2/3 de grands poissons en densité et l'essentiel de la biomasse. Les individus de taille moyenne et les recrues sont bien présents. Niveau d'abondance exceptionnel observé sur la seule station du lagon profond à pâté (à consolider).	Faible
	Iris	Présente dans 63% des habitats échantillonnés, avec des densités plus élevées d'individus moyens. Semble moins abondante dans les lagons, les pentes de plateau et les pentes internes, de même que les épandages détritiques. A l'échelle du banc, seuls les poissons de moyenne et grande tailles contribuent aux densités et aux biomasses estimées (très inférieures à Geysier). Absence de recrues. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	Espèce récifale, au gréganisme faible (variable selon l'âge), avec une fréquence d'occurrence supérieure à 10% dans les comptages à Geysier ; non observée à Iris. Taille maximale : 50 cm.		
	Geysier	Présente dans 34% des habitats échantillonnés. Les trois classes de taille sont présentes, avec des densités quasi équivalentes à l'échelle du banc, mais relativement faible (10 fois inférieure à <i>M. grandoculis</i>). Particulièrement abondant dans les algues, les herbiers et les épandages détritiques.	Faible
	Iris	Non observée sur ce banc. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Lethrinus olivaceus</i>	Espèce récifale de grande taille, au gréganisme faible, avec une fréquence d'occurrence très faible à Geysier (1%). Non observée à Iris. Taille maximale : 100 cm.		
	Geysier	Présente uniquement dans 2 des habitats échantillonnés. Très faible densité (facteur 10 000 par rapport à <i>M. grandoculis</i>). Constituée de grands individus et dans une moindre mesure de moyens. Absence de recrue dans les observations. Cette espèce constituait l'essentiel des débarquements en provenance des bancs Geysier et Zélée dans les années 1990. Résultat à consolider.	Modérée
	Iris	Non observée sur ce banc. Résultat à consolider.	Modérée

Présentation des résultats

<i>Gymnocranius grandoculis</i>	Espèce récifale, solitaire, avec une fréquence d'occurrence très faible à Geysers (<2%), mais supérieure à 5% à Iris. Taille maximale : 80 cm.		
	Geysers	Présente uniquement dans 2 habitats échantillonnés caractérisés par des épandages détritiques. Stock caractérisé par de faibles abondances, uniquement de grands et de petits individus. Individus de taille moyenne non observés.	Faible
	Iris	Présente dans 21% des habitats échantillonnés, essentiellement les épandages détritiques et sur la pente externe à massif. Densité bien supérieure aux valeurs relevées à Geysers, essentiellement des poissons de tailles moyennes, peu de grands individus et aucune recrue observés.	Modérée

Présentation des résultats

3.3.5.2.3 Lutjanidae

FAMILLE DES LUTJANIDAE (Annexe 3.7)			
Présence Habitat	Présente sur l'ensemble des types géomorphologiques à Geysers et à Iris.		
Richesse spécifique	Les Lutjanidae sont représentés par 10 espèces sur le banc du Geysers (observation UVC). Seules 8 espèces ont été observées en SVR sur Geysers et 6 espèces à Iris.		
Densité (Ind./100m ²)	Très variable selon le type géomorphologique et très dépendante de la grégarité des espèces observées. Valeurs élevées sur les structures internes de platier, pente interne et lagon, particulièrement les pâtés, les massifs et les éperons et sillons.		
Densité par classe de taille	Forte densité des grands individus sur Geysers et de la classe moyenne sur Iris. Faible densité des grands et surtout des petits individus sur Iris.		
ESPECES D'INTERET HALIEUTIQUE (Annexes : Tableau 3.4.3 et Figures 3.7.1 à 3.7.7)			
<p>Cette famille est dominée par le casse marmite (<i>Lutjanus bohar</i>) dans les fréquences d'occurrences. Quatre autres espèces dominent sur Geysers (<i>Aphareus furca</i>, <i>Aprion virescens</i>, <i>Lutjanus gibbus</i> et <i>Macolor niger</i>). <i>A. furca</i> et <i>M. niger</i> dominent aussi sur Iris. Une grande espèce d'intérêt majeur au début de la pêche, le <i>Lutjanus rivulatus</i>, est peu fréquente sur les stations. Quatre espèces, de moindre intérêt pour la pêche, ont aussi été observées peu fréquemment (<i>L. fulvus</i>, <i>L. kasmira</i>, <i>L. monostigma</i> et <i>Paracaesio sordidus</i>).</p>			
Espèces	Sites	Commentaires	Incertitude
<i>Lutjanus bohar</i>	Espèce récifale ubiquiste, au grégarisme ponctuel, avec les valeurs de fréquence d'occurrence les plus élevées sur les deux sites (> 20%). Taille maximale : 90 cm.		
	Geysers	Présente dans 48% des habitats échantillonnés. Très faibles densité et biomasse des grands poissons. Faible représentativité des classes moyennes. A contrario, fort recrutement de petits poissons en densité, plus particulièrement dans les lagons à massifs et à pâtés, sur les pentes internes à éperons et sillons et à colonies coralliennes, de même que sur les platiers émergés et le platier infratidal profond à colonies coralliennes. La biomasse estimée pour cette espèce, qui représentait près de 50% des débarquements au début de l'exploitation, est très faible et même inférieure aux captures totales annuelles débarquées dans les années 1990.	Faible
	Iris	Présente dans 41% des habitats échantillonnés. Forte contribution des poissons de taille moyenne dans les densités et les biomasses (supérieures à Geysers). Faible niveau d'abondance de petits et de grands poissons. Densité moyenne peu variable selon les habitats. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Aprion virescens</i>	Espèce récifale, au grégarisme ponctuel, avec des fréquences d'occurrence supérieures à 14% dans les comptages sur Geysers. Moins fréquemment observée à Iris. Taille maximale : 110 cm.		
	Geysers.	Présente dans 45% des habitats échantillonnés. Stock constitué essentiellement de moyens individus, préférentiellement sur les épandages détritiques et sur les lagons profonds à Massifs.	Faible
	Iris	Présent dans 11% des habitats. Faible densité, uniquement de grands individus. Résultat à consolider (surestimé).	Forte
<i>Lutjanus gibbus</i>	Espèce récifale, au grégarisme important, avec des fréquences d'occurrence supérieures à 10% à Geysers et inférieure à 5% à Iris. Pouvant former des bancs très importants. Taille maximale : 50 cm.		
	Geysers	Présente dans 21% des habitats échantillonnés. Densité et biomasse très élevées, causées par 2 stations sur 2 habitats avec des abondances exceptionnelles et non répliquées à l'échelle du banc. Forte contribution des moyens individus, mais aussi des plus grands poissons, essentiellement sur les platiers infratidaux ennoyés à massifs. Faible densité de petits individus, essentiellement observés sur le platier émergé. Résultat à consolider (surestimé).	Modérée
	Iris	Uniquement des grands poissons observés sur deux habitats (pente externe à massifs et lagon profond à massifs). Très faible densité et biomasse. Résultat à consolider (sous-estimé).	Forte

Présentation des résultats

<i>Macolor niger</i>	Espèce récifale ubiquiste, au grégarisme important. Fréquence d'occurrence supérieure à 20%. Pouvant représenter des bancs très importants. Taille maximale : 105 cm.		
	Geyser	Présente dans 52% des habitats. Très peu observée sur les platiers infratidaux et structures à épandage détritique. Bon équilibre dans les structures en taille du stock, avec de fortes densités de grands et de moyens individus et des niveaux de recrutement conséquents.	Faible
	Iris	Présente dans 53% des habitats. Densités moyennes et biomasses bien inférieures à celles de Geysers. Structuration en taille constituée essentiellement d'individus moyens, avec 3 fois moins de grands poissons et une faible densité de petits.	Modérée
<i>Aphareus furcatus</i>	Espèce récifale ubiquiste, au grégarisme faible. Fréquence d'occurrence supérieure à 18%. Taille maximale : 50 cm.		
	Geysers	Présente dans 45% des habitats. Essentiellement observée sur les structures bio-construites à massifs, à pâtés, éperons et sillons et à colonies coralliennes. Stock composé essentiellement de grands poissons et dans une moindre mesure de moyens individus et très peu de petits.	Faible
	Iris	Présente dans 24% des habitats. Structure en taille composée essentiellement de grands poissons (très peu de moyens et absence de recrues). Niveaux d'abondances globales équivalents à Geysers.	Modérée
<i>Lutjanus rivulatus</i>	Espèce récifale ubiquiste, au grégarisme ponctuel. Espèce partiellement cryptique. Fréquence d'occurrence inférieure à 5%. Taille maximale : 80 cm.		
	Geysers	Uniquement des grands poissons, sur des structures bio-construites à massifs, aussi bien dans le lagon, la pente externe ou le platier infratidal. Très faibles densités et biomasses estimées pour une espèce fortement ciblée durant les premières années d'exploitation du banc. Résultat à consolider (sous-estimé).	Modérée
	Iris	Un seul grand individu observé sur une station de lagon profond à massif. Résultat à consolider (sous-estimé).	Forte

Présentation des résultats

3.3.5.2.4 Serranidae

FAMILLE DES SERRANIDAE (Annexe 3.8)			
Présence Habitat	Présente sur l'ensemble des types géomorphologiques, à l'exception du lagon profond à algueraie à Geysier et à sur les structures à épandage détritique sur Iris.		
Richesse spécifique	Les Serranidae sont représentées par 23 espèces sur le banc du Geysier (observation UVC). En SVR, seules 15 espèces ont été observées sur Geysier et 10 espèces à Iris.		
Densité (Nb Ind./100m ²)	Très variable selon le type géomorphologique. Valeurs élevées sur les platiers et pentes externes à colonies coralliennes sur les épandages détritiques et dans les passes et lagons à massifs et à pâtés.		
Densité par classe de taille	Forte densité des grands individus sur Geysier et Iris. Les trois classes de tailles sont bien présentes pour cette famille sur Geysier. Mais faible densité des moyens et quasi absence petits individus sur Iris.		
ESPECES D'INTERET HALIEUTIQUE (Annexes : Tableau 3.4.4 et Figures 3.8.1 à 3.8.7)			
<p>Parmi les espèces d'intérêt halieutique, huit espèces appartenant à cinq genres différents, sont fréquemment observées sur le banc du Geysier et l'Iris: la vielle roгаа (<i>Aethaloperca roгаа</i>), le croissant queue jaune (<i>Variola louti</i>), trois espèces du genre <i>Cephalopholis</i> (<i>C. argus</i> et <i>C. miniata</i>, <i>C. sexmaculata</i>), une babone (<i>Plectropomus laevis</i>, non observée à Iris) et une seule espèce appartenant au genre <i>Epinephelus</i> (<i>E. fasciatus</i>, non observée sur Iris). Les grandes espèces du genre <i>Epinephelus</i> ont été particulièrement ciblées sur Geysier et Zélée au début de la pêcherie. Ainsi, les mérous débarqués dans les années 1990 étaient essentiellement composés de grandes espèces, communément appelées « loches », représentées principalement par <i>E. fuscoguttatus</i> et <i>E. malabaricus</i>, mais aussi par <i>E. lanceolatus</i> et <i>E. tukula</i>. Ces grandes espèces ont été très peu observées à l'échelle des bancs lors de l'évaluation, ce qui peut indiquer que leur population ne se serait pas restaurée suite à l'impact de la pêche. Il est difficile dans ces conditions de rareté, de réaliser une évaluation robuste à l'espèce et encore moins d'estimer les biomasses. L'espèce de grand mérou la plus fréquemment observée est <i>E. malabaricus</i>. Les autres espèces présentes, mais trop petites (taille maximale < 35 cm), et/ou trop peu abondantes par nature pour représenter un intérêt pour la pêcherie, ne sont pas traitées ici.</p>			
Espèce	Site	Commentaires	Incertitude
<i>Aethaloperca roгаа</i>	Espèce récifale ubiquiste, au grégarisme faible, avec des valeurs de fréquence d'occurrence parmi les plus élevées sur les deux sites (> 33%). Taille maximale : 60 cm.		
	Geysier	Présente dans 79% des habitats échantillonnés. Forte densité et biomasse des grands poissons et dans une moindre mesure de la classe moyenne. Présence de recrue en faibles densités dans la plupart des habitats. L'espèce est particulièrement abondante dans les lagons profonds et intermédiaires à massifs, pâtés et épandage détritique (les plus grands poissons). Elle est également abondante sur le platier infratidal et sur la pente interne à colonies coralliennes.	Faible
	Iris	Présente dans 42% des habitats échantillonnés, les structures à massif en particulier. Seuls les poissons de grande taille contribuent aux densités et les biomasses estimées (très inférieures à Geysier). Absence totale de recrues et quasi-absence d'individus de la classe moyenne. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Variola louti</i>	Espèce, au grégarisme faible, avec des fréquences d'occurrence supérieures à 40% dans les comptages sur Geysier. Moins fréquemment observé à Iris. Taille maximale : 80 cm.		
	Geysier.	Présente dans 66% des habitats échantillonnés. Stock bien structuré, constitué essentiellement de grands individus, préférentiellement sur les pentes internes et les platiers. Moins abondante globalement sur les structures à massif. Densité plus élevée de petits individus sur les herbiers.	Faible
	Iris	Présent dans 42% des habitats. Abondance légèrement plus faible qu'à Geysier, uniquement de grands individus. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Cephalopholis argus</i>	Espèce récifale, au grégarisme faible, avec des fréquences d'occurrence supérieures à 29% à Geysier et 18% à Iris. Taille maximale : 60 cm.		
	Geysier	Présente dans 55% des habitats échantillonnés. Contribution plus importante des moyens individus, mais aussi des plus grands poissons, essentiellement sur les platiers, pentes internes et externes, à l'exception des épandages détritiques. Petits individus bien présents, en plus faibles densités, observés dans différents habitats.	Faible
	Iris	Essentiellement composée des grands poissons observés dans 5 habitats récifaux, essentiellement sur les platiers ennoyés profonds et la pente interne à massifs. Très faible abondance des poissons de taille moyenne et absence de recrue. Résultat à consolider.	Modérée

Présentation des résultats

<i>Epinephelus fasciatus</i>	Espèce de relative petite taille, au grégarisme modéré, avec une fréquence d'occurrence inférieure à 6% à Geysers. Aucune observation à Iris. Taille maximale : 40 cm.		
	Geysers	Présente dans 17% des habitats échantillonnés. Forte contribution des grands individus dans les densités et biomasses et, de manière dégressive, des deux autres classes de taille. Espèce de mérou particulièrement inféodée aux herbiers.	Faible
	Iris	Non observée sur ce banc. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Cephalopholis miniata</i>	Espèce récifale, au grégarisme faible. Fréquence d'occurrence inférieure à 5% sur Geysers, supérieure à 20% sur Iris. Taille maximale : 45 cm.		
	Geysers	Présente dans 20% des habitats, essentiellement dans le lagon profond avec des densités élevées de moyens individus, mais aussi de plus grands. Très peu de recrues observées. Résultat à consolider (surévalué).	Modérée
	Iris	Présente dans 42% des habitats, avec des densités et des biomasses de grands individus, bien inférieures à Geysers à l'échelle des bancs, mais pouvant être supérieures au sein des habitats. Pas d'habitat particulier occupé par l'espèce. Densité très faible de moyens individus. Absence de recrues. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Cephalopholis sexmaculata</i>	Espèce récifale, au grégarisme faible. Fréquence d'occurrence inférieure à 3% sur Geysers, non observé à Iris. Taille maximale : 50 cm.		
	Geysers	Présente dans 2 des habitats à épandage détritique, avec de fortes densités de moyens individus observées sur les épandages détritiques du lagon profond et de la pente externe. Très peu de grands poissons et aucun petit observés. Résultat à consolider (surévalué).	Modérée
	Iris	Non observée sur ce banc. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Plectropomus laevis</i>	Espèce récifale ubiquiste de grande taille, au grégarisme faible à ponctuel (reproduction). Fréquence d'occurrence supérieure à 10% sur Geysers, inférieure à 2% sur Iris. Taille maximale : 125 cm.		
	Geysers	Présente dans 35% des habitats. Densité 10 fois inférieure aux plus petites espèces. Stock composé essentiellement par de grands individus, avec de plus forte densité observée sur le platier infratidal ennoyé à massifs. Faible densité de moyens individus et absence de recrue.	Faible
	Iris	Un seul individu observé sur la pente externe. Espèce très peu présente sur ce banc. Résultat à consolider.	Modérée
<i>Epinephelus malabaricus</i>	Espèce récifale ubiquiste, au grégarisme faible. Espèce de très grande taille, partiellement cryptique. Fréquence d'occurrence inférieure à 2%. Taille maximale : ≥ 120 cm.		
	Geysers	Espèce rarement observée dans les comptages. Densité d'abondance très faible, 100 fois inférieure aux plus petites espèces de mérous. Constituée de poissons de tailles moyennes, observés sur deux habitats. Présence de recrues à un niveau de densité très faible. Un seul grand individu a été observé sur un massif dans le lagon, hors protocole de comptage. Espèce fortement ciblée sur le banc. Résultat à consolider (sous-estimé).	Modérée
	Iris	Non observée sur ce banc. Résultat à consolider.	Modérée
Autres grands mérous (loches)	Espèces récifales ubiquistes, au grégarisme faible. Espèces partiellement cryptiques de très grande taille pouvant être observées dans divers habitats. Taille maximale : ≥120 cm.		
	Geysers	Ces autres grands mérous, communément appelés « loches » constituaient en poids, l'essentiel des débarquements de mérous au début de la pêche ; Il s'agissait plus particulièrement du mérou marron (<i>E. fuscoguttatus</i>) et du mérou malabar (<i>E. malabaricus</i>) décrit précédemment. D'autres grandes espèces, comme <i>E. lanceolatus</i> et <i>E. tukula</i> , étaient observées dans les captures. Exception faite de <i>E. lanceolatus</i> , plus inféodée au grand tombant de la pente externe, les autres espèces ont été certes observées en UVC et en STAVIRO (hors protocole de comptage), mais à des niveaux de densité très faibles. La rareté et le comportement d'évitement, voire cryptique de ces grandes espèces, limitent les possibilités d'observation, surtout par la méthode des STAVIRO. Ce premier constat de rareté des grands mérous, même s'il doit être consolidé (sous-estimé), est à considérer dans le cadre d'un suivi ultérieur.	Modérée
	Iris	Non observée sur ce banc. Résultat à consolider.	Modérée

3.3.5.3 Discussion

3.3.5.3.1 Etat actuel des principaux stocks exploités

Les niveaux d'exploitation des poissons démersaux et épipélagiques, essentiellement capturés à la ligne à main, ont été très élevés au cours de ces dernières années (voir § 2.2). L'analyse des séries annuelles historiques disponibles (1989-1991 ; 2010-2013) a mis en évidence des situations d'effondrement des rendements des 4 principales familles de poissons récifaux (démersaux et épipélagiques), concomitant à l'augmentation des valeurs d'effort de pêche. Ces situations mettent en avant les limites de ces stocks à supporter une pression de pêche élevée et non contrôlée sur les bancs. Au-delà d'une valeur seuil qui reste à définir selon les objectifs de gestion pour chacun des sites, il n'y a plus de bénéfice à l'augmentation de l'effort de pêche sur la production totale des poissons démersaux (cas de 2013 à 2015). Les valeurs annuelles d'effort de pêche effective estimées par le SIH de 2013 à 2015 sont de bons exemples de dépassement de valeurs seuils, au-delà desquelles, un risque de surexploitation des stocks est certain. Cet état met en péril la pêcherie démersale, avec une baisse des rendements, cumulé à des effets de report de l'effort de pêche vers d'autres sites, en particulier des aires marines protégées, plus éloignées dans le canal du Mozambique (Glorieuses, archipel des Seychelles ...). Bien que des mesures réglementaires et de sécurité aient été mises en place à la fois pour réguler, voire interdire l'accès aux bancs du large, la situation des activités de pêche sur les bancs, collectés au travers du SIH de Mayotte, tend à l'augmentation des indices d'effort et à la chute des rendements de pêche. Cette tendance ne serait pas a priori favorable au maintien des stocks et des rendements économiquement viables pour les pêcheurs.

L'analyse des indices d'abondance, structurés en taille, à l'échelle des bancs (98% de la surface de Geysier et 70% de la surface de l'Iris), par station vidéo rotative (STAVIRO), permet de décrire et de caractériser la structure des stocks et sa sensibilité à l'exploitation. La situation doit être analysée selon chaque banc, selon la robustesse des résultats obtenus et l'histoire de leur exploitation.

3.3.5.3.1.1 Banc de l'Iris

Le plan d'échantillonnage mis en place a permis d'obtenir 52 stations dans 17 habitats sur les 37 habitats identifiés lors de leur étude (70% de la surface cartographiée du banc). Les taux d'échantillonnage y sont très variables, et globalement très faibles, ce qui affecte la robustesse des estimateurs calculés, avec des incertitudes importantes. Il faut donc être très prudent quant à l'usage de ces indices, en particulier les biomasses évaluées. Ces résultats mettent tout de même en évidence des stocks fortement déstructurés en taille, avec très peu de recrues et selon les espèces, uniquement des grands ou des moyens individus, en densité globalement faible. Les estimations de biomasses ont été calculées, mais il convient de tenir compte des niveaux d'incertitude souvent forts et qui limitent leur usage. Les risques de surestimation, comme pour *Aprion virescens*, sont très importants. L'ensemble de ces premiers résultats doit être consolidé lors de suivis à définir. Les niveaux de densité moyenne par espèce ou par famille sont généralement plus faibles à Iris qu'à Geysier, à l'exception du *Lutjanus bohar*. Cependant, cela pourrait être dû à la qualité de l'échantillonnage. Le banc de l'Iris est un site de pêche exploité depuis bien plus longtemps que les bancs du Geysier et de la Zélée. Il n'existe pas de série temporelle d'effort et de capture, encore moins détaillée à l'espèce. L'étude des habitats a mis en avant une certaine singularité

Présentation des résultats

de ce banc (profondeur, structures atypiques, voir § 3.2.3.3), qui affecte la structure et la composition des peuplements. La relative proximité de Mayotte pourrait également avoir une influence.

3.3.5.3.1.2 Banc du Geysier (et de la Zélée associé indirectement)

Le plan d'échantillonnage mis en place à Geysier a permis d'obtenir 230 stations dans 29 habitats sur les 42 habitats identifiés lors de leur étude. Ces habitats représentent 98% de la surface cartographiée du banc, la différence correspondant à des micro-habitats. Les taux d'échantillonnage y sont très variables, mais globalement satisfaisants. Certains habitats, et les espèces qui y sont particulièrement inféodées, ont été peu échantillonnés. Dans ces cas, la robustesse des estimateurs calculés peut être faible, avec des incertitudes importantes. Il faut donc être très prudent quant à l'usage de ces indices, en particulier les biomasses évaluées dans certains cas. Aussi, l'état actuel du banc du Geysier met en évidence une situation contrastée :

- De très faibles abondances, voire des cas de rareté, des plus grandes espèces, ciblées initialement par la pêche dans les années 1990 et qui composaient l'essentiel de la production annuelle débarquée en provenance des bancs du Geysier et de la Zélée, sans distinction. Il s'agit pour l'essentiel :
 - Des grandes espèces de mérours du genre *Epinephelus* (*E. fuscoguttatus*, *E. malabaricus*, *E. lanceolatus* et *E. tukula*), dont les structurations de stock indiquent des niveaux d'abondance et de biomasse très faibles, conjugués à de faibles niveaux de recrutement, principal facteur de reconstitution de ces stocks.
 - De deux espèces de Lutjanidae de grandes tailles que sont le « casse marmite » (*Lutjanus bohar*) et le vivaneau mahori (*Lutjanus rivulatus*). Le casse marmite représentait près de 50 % des débarquements annuels dans les années 1990. Si les niveaux faibles d'abondance et de biomasse estimés ne permettent plus de rentabilité économique, les bons niveaux de recrutement observés pour cette espèce sur les deux bancs est un signal positif de récupération du stock. Cependant, il est important de préserver ces recrues de toutes pressions de pêche pour favoriser la survie et la croissance du stock. Quant au vivaneau mahori, qui représentait la seconde espèce de vivaneaux débarqués en poids, les très faibles abondances relevées (100 fois moins que *L. bohar*), l'absence de recrues et d'individus de taille moyenne dans les comptages, ne sont actuellement pas favorables à une croissance du stock.
 - D'une grande espèce de Lethrinidae, le bec de cane (*Lethrinus olivaceus*), devenue rare avec les niveaux d'abondance les plus faibles observés, représentait en poids, la principale espèce débarquée de cette famille. La structuration en taille met en évidence la présence en faibles abondances, de grands et de moyens individus, mais aussi l'absence de recrue. Cela suggère une faible capacité de renouvellement de l'espèce.
 - Une espèce de grande carangue, la grosse tête (*Caranx ignobilis*), pour laquelle on peut s'attendre à des niveaux d'abondance beaucoup plus conséquents sur des bancs récifaux. Elle est présente, avec une faible fréquence d'occurrence, qui, couplée à un comportement plus pélagique que l'espèce *C. melampygus*, ne permet pas d'obtenir une évaluation.

Présentation des résultats

- Des abondances et des biomasses plus conséquentes, voire importantes, d'espèces dont les tailles maximales sont généralement inférieures à 60 cm et caractérisées par un fort gréganisme. Elles sont certes pêchées, mais ne sont pas particulièrement ciblées par la pêche, faute de rendement important. Il s'agit pour l'essentiel de :
- *Lutjanus gibbus*, dont les indices de densité et de biomasse sont les plus élevés. Cette espèce grégaire, est relativement inféodée à certains habitats, selon la taille (âge) des individus.
 - *Macolor niger*, plus ubiquiste dans sa répartition, pourrait également prédisposer d'une capturabilité moindre à l'hameçon, son régime alimentaire étant essentiellement composé de petites proies pélagiques (necton) et de petits crustacés benthiques.
 - *Monotaxis grandoculis*, qui occupe une niche écologique particulière, la préservant également de la pression de pêche. Cette espèce se concentre essentiellement sur les massifs et pâtés coralliens, à proximité des zones sableuses et détritiques. Son alimentation orientée essentiellement vers des gastéropodes, ophiures et autres petits échinodermes, ne la prédispose pas à une bonne capturabilité, surtout à l'âge adulte.
 - Les petites espèces de mérus, telles qu'*Aethaloperca roga*, *Cephalopholis Argus* et *C. miniata*, qui vivent seules ou en petits groupes de moins de dix individus dans des anfractuosités coralliennes. Elles sont appréciées par les pêcheurs, mais les faibles rendements qu'elles procurent, ne font pas d'elles des espèces cibles. De plus, elles occupent bien souvent des habitats peu prospectés par les pêcheurs (zones de platiers infratidaux, épandages détritiques), car non favorables aux grandes espèces ciblées. C'est également le cas d'*Epinephelus fasciatus* qui occupe essentiellement les herbiers, peu favorables à la présence de grands prédateurs.

Deux espèces de mérus de tailles moyennes à grande (*Variola louti* et *Plectropomus laevis*, tailles maximales comprises entre 80 et 110 cm) sont observées avec des abondances et des biomasses relativement importantes par rapport aux autres grands Serranidae. Ces deux espèces, au comportement solitaire, intéressantes sur le plan halieutique, semblent profiter de la forte diminution de plus grandes espèces de Serranidae pour occuper le milieu. D'après nos résultats, elles occupent des habitats différents et rentrent peu en compétition. Leur comportement ne favorise pas non plus un niveau de capturabilité et des rendements suffisants pour maintenir une activité de pêche ciblée. Si les structurations en taille de ces stocks, composés d'une majorité de grands et moyens poissons, sont de bons indicateurs de leur état de santé, il faut les nuancer par de très faibles niveaux de recrutement observés, limitant leur capacité de renouvellement. C'est une situation commune à plusieurs grandes espèces d'intérêt halieutique sur les bancs. La situation éloignée et isolée du banc dans le canal du Mozambique pourrait ne pas être favorable à de bons niveaux de recrutement. Cela prédisposerait beaucoup d'espèces à une forte sensibilité à l'exploitation, avec des taux de renouvellement très faibles des stocks dans ce contexte biogéographique.

Seul le casse marmite, *Lutjanus bohar*, principale espèce cible de cette pêche, montre des niveaux de recrutement importants. Cependant, contrairement aux autres espèces, les niveaux de densité et de biomasse des plus grands poissons sont très faibles. Ce stock est actuellement dans une situation de surexploitation et il est important de préserver les recrues et éviter toute nouvelle surexploitation. Cette

Présentation des résultats

espèce d'intérêt commercial majeur structurait la pêcherie et permettait la rentabilité économique de l'exploitation des bancs. Les autres espèces venaient en complément. Elles ne peuvent pas, à elles seules, constituer une exploitation rentable dans le contexte actuel (rendements, prix de vente, coût d'exploitation...).

Cette situation met également en évidence une possible modification de la structuration des communautés d'intérêt halieutique sous la pression de la pêche (Laurens *et al.*, 2004). Toutes les grandes espèces sont caractérisées par un haut niveau trophique et sont particulièrement sensibles à la pêche (Rogers & Ellis, 2000). Ce phénomène bien connu, tend à sélectionner et à favoriser des espèces et des individus de petite taille, moins accessibles et moins ciblés par la pêche, car moins rentables. Ces petites espèces prédisposent généralement de potentiels de croissance et de reproduction bien supérieurs aux plus grandes espèces. Sans le contrôle trophique et spatial des plus grandes espèces, elles peuvent occuper l'espace et se développer, si les ressources alimentaires ne sont pas limitantes et si l'environnement est propice.

Dans le contexte de cette pêcherie plurispécifique, dont l'engin de pêche (ligne à main à hameçon) est bien adapté, mais peu sélectif, il n'est pas envisageable de mettre en place une gestion des stocks à l'espèce. La situation halieutique globale des bancs n'est pas favorable à une exploitation soutenue. Les principales espèces d'intérêt économique qui ont justifié l'exploitation de ces bancs sont en situation de surexploitation, avec de très faibles niveaux de densité, de biomasse et de recrutement. Certes, l'exploitation des bancs n'explique pas à elle seule l'état de la ressource. Les conditions environnementales (événement ENSO¹¹, mortalité corallienne, cyclones...) ont très certainement joué un rôle non négligeable dans l'évolution des densités, des biomasses et de la structuration des peuplements. Pour le moment, il est difficile de quantifier cet impact et d'en tenir compte pour la gestion. Dans ces conditions, les mesures à préconiser sont très dépendantes des objectifs de gestion des bancs et des différents gestionnaires responsables de la zone.

¹¹ El Niño et Southern Oscillation

4 SUGGESTIONS DE MESURES DE GESTION

Comme précisé contractuellement, le plan de gestion de ces bancs ne peut se faire sans une collaboration étroite avec les gestionnaires. Elle devra avoir lieu, à leur demande, afin de préciser les objectifs souhaités. Il est également souhaitable d'y faire représenter les usagers. Les questions et priorités des gestionnaires peuvent être multiples :

- Comment maintenir en bon état fonctionnel ou améliorer l'état de santé des bancs ?
- Comment définir et atteindre les objectifs de conservation et/ou d'exploitation ?
- Quels sont les moyens pertinents à mettre à œuvre ?

- Si l'objectif attendu est une restauration des peuplements ichtyologiques et de l'état fonctionnel des communautés avec une vision à court et/ou moyen termes, la situation halieutique actuelle des bancs obligerait à un arrêt total des activités de pêche, avec des mesures de protection de la ressource et d'interdiction des pêches plus efficaces, dans l'attente d'une situation plus propice de remise en exploitation.

- Si l'objectif de gestion est de maintenir des activités de pêche en gardant une optique de conservation et de restauration, il serait nécessaire de fortement diminuer et contrôler l'effort de pêche effectif sur les bancs.

Sans éléments sur la pression de pêche sur le banc de l'Iris, il n'est pas possible de proposer un niveau d'effort de pêche annuel.

Quant au banc du Geysier, les éléments factuels issus du diagnostic de la pêcherie (§ 2.2) permettent de proposer un niveau d'effort de pêche, équivalent à un point de référence biologique. Les meilleurs rendements de poissons démersaux et épipélagiques seraient obtenus avec un effort effectif annuel inférieur à 3000 jours.pêcheur.an, alors que les dernières estimations (2013 à 2015) allait de 3000 à 7500 jours.pêcheurs.an. Ainsi, un effort effectif de 3000 jours.pêcheurs.an, permettrait à 30 barques (sous licence) de 3 pêcheurs de réaliser 11 marées de 3 jours (en pêche) par an sur les bancs (Zélée et Geysier). Autre exemple, si l'effort nominal est limité à 15 barques de 3 pêcheurs, chaque équipage pourrait réaliser un maximum de 22 marées par an, soit 330 marées cumulées à l'année pour la flottille (456 en 2013, 240 en 2014, 773 en 2015). **Compte-tenu de l'état patent de surexploitation des principales espèces démersales d'intérêt halieutique, il serait recommandé de descendre sous le seuil de 2000 jours.pêcheurs.an, sur les 5 premières années de gestion.**

De telles mesures doivent, dans tous les cas de figure, être contrôlées et les captures suivies. Une évaluation des bancs devrait se faire :

- Annuellement, à partir de suivis halieutiques sur les captures et des structurations en taille dans les débarquements, ainsi que la mise en place de carnet de prélèvements (logbook), et l'obligation de respecter des points de débarquement. De même, il sera nécessaire de mettre en place des licences de pêche, afin de continger l'activité.
- Tous les trois à cinq ans à partir d'indicateurs fonctionnels pour les réponses des communautés et d'indices d'abondances structurés en taille pour les principales espèces d'intérêt halieutiques définies dans le cadre de la présente étude. Les seuls suivis des indices de pêche ne permettent

Suggestions de mesures de gestion

pas d'évaluer la part de la population non exploitée, plus particulièrement le taux de recrutement. Les indices de campagnes scientifiques sont par ailleurs importants pour calibrer les indices de pêche.

- Il serait également envisageable d'instaurer des tailles de capture (mailles), des quotas, ou encore interdire la pêche et le débarquement de certaines espèces. La mise en place de zones sanctuaires est envisageable, mais nécessiterait un contrôle permanent sur zone.

D'autres paramètres, sous contraintes environnementales, peuvent influencer sur les résultats attendus d'un plan de gestion¹². Le réchauffement et l'acidification des océans, de même que la hausse du niveau de la mer, affectent les habitats et la reproduction des poissons. Ainsi, des mesures de gestion, aussi drastiques qu'elles puissent être, ne préjugent pas de la réactivité des communautés sur les bancs et de leur capacité à retrouver un état de santé plus satisfaisant.

¹² <https://www.ifremer.fr/peche/Le-role-de-l-Ifremer/Expertise/Avis/plans-de-gestions>

5 Propositions de suivi monitoring pour les peuplements ichthyologiques

5.1 CHOIX DE LA METHODOLOGIE

Comme indiqué dans les résultats de ce projet, les méthodologies employées, transect BELT - UVC et SVR (STAtion Vidéo ROtative), avaient pour principaux objectifs d'évaluer les richesses spécifiques et les abondances spécifiques, stratifiées en taille des populations ichthyologiques, pour chacun des habitats identifiés. L'analyse des résultats de l'échantillonnage et des densités d'abondance a mis en évidence les points forts de chacune des méthodes pour répondre aux objectifs, qu'il convient de considérer désormais, dans le cadre de ces suivis, pour optimiser et préciser dans le temps les indicateurs retenus.

Ainsi, la méthode UVC est particulièrement adaptée pour obtenir des informations détaillées sur les communautés ichthyologiques à l'échelle de l'habitat, notamment sur sa capacité à relever plus précisément les richesses spécifiques (biodiversité) et les tailles centimétriques estimées des poissons jusqu'à 30 m de profondeur. Il est également possible de relever les informations permettant de caractériser les habitats et de qualifier leur état de santé (substrat benthique). Cette méthode est également appropriée pour évaluer les indices d'abondances, mais ses caractéristiques de mise en œuvre (comme le temps de comptage variable selon l'habitat) tendent à augmenter les différences dans les comptages, selon les espèces observées (vitesse de nage du poisson, comportement...) (Ward-Paige *et al.*, 2010). L'évaluation des abondances n'est donc pas standardisée selon l'habitat. Les séries de données d'abondance spécifique obtenues en UVC permettent principalement une analyse des tendances temporelles pour un habitat donné ; chaque type de structure stratifiant de fait les peuplements et les communautés récifales. Aussi, il est souhaitable de poursuivre les séries temporelles d'indices d'abondance existantes, en particulier celles acquises sur le banc du Geysier.

Comme le montre les résultats de cette étude, la méthode UVC n'est pas adaptée pour des évaluations de stock sur de grande superficie, qui demande une capacité à répliquer des stations à haute fréquence quotidiennement lors d'une campagne scientifique. Dans le cadre des suivis des indices d'abondance des principales espèces d'intérêt halieutique à l'échelle du banc, l'usage des SVR est recommandé. Cette méthode, complémentaire à la méthode UVC, permet d'obtenir des indices d'abondance standardisés par espèce et classes de tailles jusqu'à 60 m de profondeur, quel que soit l'habitat. Elle permet également de relever les indices de diversité. Le SVR est particulièrement efficace pour compter les espèces récifales vagiles de grandes tailles (>18 cm) et non cryptiques, correspondant bien souvent aux caractéristiques des principales espèces d'intérêt halieutique. Finalement, une telle approche vidéo permet également de réaliser une étude simultanée sur l'habitat, tout en gardant la mémoire des images qui pourraient permettre de revenir sur les variations passées de métriques qui n'auraient pas été mesurés auparavant (e.g. présence d'organisme vagile autre que des poissons).

5.2 MISE EN ŒUVRE ET STRATEGIES D'ÉCHANTILLONNAGES SELON LES INDICATEURS RETENUS

Selon les indicateurs retenus et les objectifs de gestion proposés au § 4, il est préconisé :

- 1) de mettre en œuvre la méthode UVC (BELT) pour évaluer les richesses et les abondances spécifiques par taille, pour chaque habitat de référence identifié, jusqu'à une profondeur de 30 m. L'objectif est de fournir les indicateurs de peuplement et de communauté en fonction de l'état de santé de l'habitat benthique. Pour cela, il est préconisé de suivre dans le temps, les stations historiques et récemment échantillonnées, notamment sur le banc du Geyser. Nous proposons au minimum un suivi de 8 à 16 stations selon les conditions avec deux réplicats par habitat pour représenter en priorité, les pentes externes est et ouest, les platiers infratidaux nord et sud, puis dans un second temps, les massifs peu profonds, les massifs profonds et la pente interne ouest. Ces stations incluent des zones à forte couverture corallienne, des zones en transition (couverture de turf), des zones exposées (est) et moins exposées (ouest). Les stations prioritaires sont les UVC1, 3, 34, 35, 9, 40, 42 et une nouvelle station équivalente à 42 à déterminer ; les stations secondaires proposées sont les UVC4, ORC2, UVC6, 29, 16, 17, 2 et 5. Le choix de ces stations sera à discuter avec les gestionnaires et autres experts. Les situations de Zélée et de l'Iris sont comparables, avec des conditions environnementales difficiles pour le suivi en UVC et des incertitudes sur la capacité à mettre en œuvre la méthode. Sur la base du plan d'échantillonnage établi lors du plan de campagne initial (voir plan de campagne prévisionnel 2016¹³), deux à trois stations, répliquées 3 fois chacune, devront être suivies dans chaque habitat en UVC sur Geyser et sur Zélée. Des stations complémentaires déjà identifiées dans le plan d'échantillonnage 2016, devront être mises en place pour compléter les stations réalisées en 2016 sur Geyser. Le plan d'échantillonnage existant des stations UVC à Zélée devra être éprouvé lors d'une campagne à prévoir.
- 2) de mettre en œuvre la méthode SVR pour suivre dans le temps et à l'échelle de chaque banc les indices d'abondance spécifique d'espèces d'intérêt halieutique en priorité, et structurés en taille dans chaque habitat (géomorphologie N5). Si les données le permettent, estimer les biomasses halieutiques par classes de taille. La donnée initiale issue de la méthode SVR (fichiers vidéo) a l'avantage d'être bancarisée. Il est donc possible de ré-analyser les vidéos, en fonction des objectifs recherchés :
 - Soit en priorisant la richesse spécifique maximale, dans le cadre d'une approche communauté, et d'inventaire de biodiversité, notamment lorsqu'il ne sera pas possible de mettre en place des transects BELT (UVC),
 - Soit en priorisant les principales espèces d'intérêt halieutique, dont la taille maximale est supérieure à 35 cm (gain de temps dans le post-traitement).

Cinq stations SVR sont à réaliser au minimum dans chaque habitat, en priorisant les structures géomorphologiques (niveau N5) identifiées dans le cadre de cette étude. Un minimum de 150 stations

¹³ L'ensemble des rapports de mission du Projet EPICURE est consultable par simple demande auprès des TAAF.

Propositions de suivi monitoring pour les peuplements ichtyologiques

est à prévoir en moyenne par site. Comme pour les UVC, il est recommandé de reprendre en priorité les stations SVR réalisées et de les suivre dans le temps.

Cependant, l'expérience de la campagne EPICURE 2016 a permis de mettre en évidence de nombreuses contraintes d'ordre météorologique, matérielle et humaines sur les bancs, qui entraînent des adaptations dans la réalisation du plan d'échantillonnage (voir rapport de mission de la campagne Epicure d'octobre/novembre 2016¹⁴). Il sera donc certainement nécessaire, d'adapter le plan d'échantillonnage arrêté avant campagne en fonction des conditions rencontrées sur les différents secteurs des bancs.

5.3 PLANIFICATION DES CAMPAGNES SCIENTIFIQUES

Une campagne de 15 à 20 jours (en raison des conditions de terrain difficile sur ces bancs) est à prévoir tous les trois à cinq ans sur chaque site dans le cadre des suivis d'indicateurs (communauté à l'échelle des habitats, espèces halieutiques à l'échelle des bancs) dans la même configuration que la campagne EPICURE 2016. Le personnel scientifique serait composé de 14 personnes (6 plongeurs compteurs en UVC (Geysier et Zélée) et 6 personnes en SVR + une personne en logistique (Geysier, Zélée et Iris).

5.4 STRATEGIE DE FORMATION ENVISAGEE

La formation de personnel à la mise en œuvre des SVR est tout à fait envisageable. Il n'y a pas de qualification particulière pour son déploiement. Il convient toutefois de former les personnes pour la manipulation du matériel vidéo et pour sa mise en œuvre sur le terrain qui demande de respecter des procédures, afin d'obtenir une observation valide des peuplements. Cette formation, déjà réalisée pour un agent du PNMM, peut être étendue à d'autres personnes lors de campagne de terrain spécifique à Mayotte ou à La Réunion. Il est nécessaire à ce stade de définir les besoins et de planifier les formations en fonction des opportunités d'études.

En revanche, il est difficilement concevable de former rapidement des agents d'AMP à l'identification d'espèces et à l'expertise de comptages, aussi bien en UVC qu'en SVR. Cela requiert avant tout de l'expérience et une certaine aisance en systématique. Des agents habilités à plonger (niveau Classe I Mention B minimum) et disposant d'une connaissance solide des espèces récifales régionales pourraient bénéficier d'une formation, en intégrant une équipe de plongeurs aguerris. Cependant, pour être autonome au sein de la structure, il serait nécessaire de former au moins 3 agents plongeurs professionnels à ces méthodes.

¹⁴ L'ensemble des rapports de mission du Projet EPICURE est consultable par simple demande auprès des TAAF.

6 BANCARISATION DES DONNEES

La bancarisation pour l'ensemble des jeux de données collectés, dans le but d'atteindre les objectifs fixés dans le programme EPICURE, est décrite dans le Tableau 21, ci-dessous. Pour chaque méthode mise en œuvre (Cartographie, UVC, SVR, approche fonctionnelle), le type de données acquises, l'application de bancarisation identifiée et les échéances prévisionnelles sont précisés.

Tableau 21 : Stratégies de bancarisation des données issues des différentes méthodologies mises en œuvre dans le programme EPICURE. * Ces actions seront réalisées dans le cadre de la reprise des différents programmes STAVIRO IFREMER. Les échéances sont à définir en fonction des moyens humains et financiers, ainsi que des évolutions potentiellement nécessaires de l'outil (BD Récif).

Domaine	Méthodologie	Données	Applications identifiées	Réalisation / Etat
Cartographie des habitats	SIG	Couches : typologie N4 (structures géomorphologiques) et typologie N5 (caractéristiques biotiques et abiotiques)	<ul style="list-style-type: none"> • SEXTANT (catalogues REMATA et Océan Indien) • Serveur CUFR 	Transmission des éléments par le CUFR à l'équipe SEXTANT
	Vérités terrain (Rosette GoPro)	Fichiers vidéo	Copie des fichiers vidéo aux TAAF	À faire par le CUFR
Evaluation des peuplements ichtyologiques	BELT transect	Comptage poisson	<ul style="list-style-type: none"> • BD RECIF • Serveur CUFR 	Fait par l'IFREMER
	STAVIRO (Station vidéo rotative / SVR)	Fichiers vidéo (comptages) Variables caractérisant les stations échantillonnées (fichier « Infostation »)	<ul style="list-style-type: none"> • BD RECIF • Serveur national IFREMER • Serveur CUFR • Copie de tous les fichiers aux TAAF 	A faire par l'IFREMER*
	Approche fonctionnelle	Variables écologiques et traits fonctionnels	<ul style="list-style-type: none"> • Serveur CUFR • À définir 	À faire par le CUFR
Evaluation des communautés benthiques	Quadrats photo	Images Fichiers de données (analyses CPCE)	<ul style="list-style-type: none"> • BD RECIF • Serveur national IFREMER • Serveur CUFR 	A faire par l'IFREMER*

7 CONCLUSION

Le projet EPICURE a bénéficié d'un travail conséquent grâce à deux campagnes de 10 et 21 jours sur Geyser et de 15 jours fragmentés sur le banc de l'Iris. Ces missions scientifiques ont permis de collecter des jeux de données sans précédent dans ces zones, particulièrement difficiles d'accès. Les résultats obtenus avec les différentes méthodologies mises en œuvre, serviront d'état de référence pour les travaux futurs.

Les résultats de la campagne de cartographie ont permis de recenser 42 habitats sur 268 km² sur Geyser. Le banc de la Zélée totalise 24 habitats sur 183km². Enfin, le banc de l'Iris comporte 36 habitats sur 235 km². Ces résultats importants et inédits de cartographie des structures géomorphologiques, sont à la base de tous les travaux réalisés dans le cadre de cette étude. Ils serviront également aux études à venir et ont permis un gain de précision indispensable dans les évaluations ichtyologiques réalisées dans ce projet.

Dans un second temps, sur la base des résultats de la cartographie des bancs, un total de 230 stations de comptages STAVIRO (SVR) et de 35 stations de comptages UVC a été réalisé sur Geyser. Des stations STAVIRO ont pu être réalisées sur des habitats représentant 98% de la surface cartographiée du banc. Cinquante-deux stations STAVIRO ont également été validées sur l'Iris, dans les habitats les plus caractéristiques de ce dernier.

Les résultats d'échantillonnage des différents habitats ont permis de décrire les communautés ichtyologiques qui y sont inféodées. Il a été montré que l'habitat pourrait être utilisé comme un proxy pour caractériser les assemblages, de même que la couverture abiotique et biotique du substrat est complémentaire à la structure tridimensionnelle du milieu pour discriminer différents assemblages. Ces résultats montrent notamment la richesse importante des pâtés et massifs coralliens profonds présents au centre du lagon du Geyser. De plus, près de 23 000 massifs et pâtés coralliens ont été cartographiés dans le lagon et constituent des écosystèmes très riches. Ces structures n'avaient jamais été décrites. Grâce à la cartographie fine de ce projet, elles ont pu être localisées précisément et des comptages ont été réalisés. Les résultats montrent que ces habitats font partie de ceux disposant des plus grandes diversités observées, qu'elles soient fonctionnelles ou spécifiques.

Enfin, l'un des principaux objectifs du projet EPICURE a été de réaliser une évaluation halieutique des bancs, et d'en caractériser les abondances pour les principales espèces ciblées. Les méthodologies mises en œuvre de manière complémentaire, en UVC et en STAVIRO, ont permis d'obtenir des indices d'abondances, structurés en taille et, pour les bancs du Geyser et de l'Iris, ces indicateurs ont été calculés pour les principaux habitats caractéristiques. Les indices d'abondances spécifiques obtenus (densités et biomasses) sur le banc du Geyser sont relativement robustes, mais devront être consolidés pour certaines espèces dans certains habitats.

Les résultats obtenus sur Iris sont certes moins robustes, mais permettent d'avoir une première image de la situation des stocks, et devront également être consolidés à l'avenir. Ces indices permettent d'établir un avis sur l'état de santé et la sensibilité des stocks à la pêche, sur ces deux bancs. Les principaux résultats mettent en évidence d'une part, une surexploitation des plus grandes espèces

Conclusion

appartenant aux quatre familles ciblées (Lutjanidae, Serranidae, Lethrinidae, Carangidae), et d'autre part, des stocks de plus petites espèces commerciales, d'intérêt secondaire, mieux structurés en taille et globalement plus abondantes. Il n'a pas été possible d'évaluer les peuplements ichtyologiques sur le banc de la Zélée dans le temps imparti.

A l'exception du banc de la Zélée, l'ensemble des objectifs du projet a été atteint, et même au-delà pour la cartographie des habitats. Les suivis scientifiques à venir pourront se baser sur les résultats de cette première étude à l'échelle des bancs.

8 BIBLIOGRAPHIE

- Adey, W. H. (1998). Coral reefs: Algal structured and mediated ecosystems in shallow, trubulent, alkaline waters. *J. Phycol.* 34: 393-406.
- Albouy, C., Guilhaumon, F., Villeger, S., Mouchet, M., Mercier, L., Culioli, J. M., Tomasini, J. A., Le Loc'h, F. & Mouillot, D. (2011). Predicting trophic guild and diet overlap from functional traits: statistics, opportunities and limitations for marine ecology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 436: 17-28.
- Allen, G. R. & Werner, T. B. (2002). Coral reef fish assessment in the coral triangle of southeastern Asia. *Environ. Biol. Fishes* 65: 209-214.
- Andréfouët, S. (2011). Reef typology. In, *Encyclopedia of modern coral reefs, structure, form and process*. Springer, 906-910.
- Andréfouët, S., Berkelmans, R., Odriozola, L., Done, T., Oliver, J. & Müller-Karger, F. (2002). Choosing the appropriate spatial resolution for monitoring coral bleaching events using remote sensing. *Coral Reefs* 21: 147-154.
- Andréfouët, S., Chagnaud, N. & Kranenburg, C. J. (2009). Atlas des récifs coralliens de l'Océan Indien Ouest. Atlas of Western Indian Ocean Coral Reefs. C. I. d. Nouméa. Nouméa, Nouvelle-Calédonie. 102.
- Andréfouët, S., Claude, P., Hochberg, E. J., Hu, C., Atkinson, M. J. & Muller-Karger, F. E. (2004). Use of in situ and airborne reflectance for scaling-up spectral discrimination of coral reef macroalgae from species to communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 283: 161-177.
- Andréfouët, S. & Dirberg, G. (2006). Cartographie et inventaire du système récifal de Wallis, Futuna et Alofi par imagerie satellitaire Landsat 7 ETM+ et orthophotographies aériennes à haute résolution spatiale. *Conventions Sciences de la mer Biologie Marine, IRD.* 10.
- Andréfouët, S. & Guzman, H. M. (2005). Coral reef distribution, status and geomorphology-biodiversity relationship in Kuna Yala (San Blas) archipelago, Caribbean Panama. *Coral Reefs* 24: 31-42.
- Andréfouët, S., Kramer, P., Torres-Pulliza, D., Joyce, K. E., J., H. E., Garza-Pérez, R., Mumby, P. J., Riegl, B., Yamano, H., White, W. H., Zubia, M., Brock, J., Phinn, S. R., Naseer, A., Hatcher, B. G. & Muller-Karger, F. E. (2003). Multi-site evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sensing of Environment* 88: 128-143.
- Andréfouët, S., Maritorena, S. & Loubersac, L. (2000). Un bilan de la télédétection appliquée aux milieux coralliens. *Océanis* 26: 311-349.
- Andréfouët, S., Muller-Karger, F. E., Hochberg, E. J., Hu, C. & Carder, K. L. (2001). Change detection in shallow coral reef environments using Landsat 7 ETM+ data. *Remote Sensing of Environment* 78: 150-162.
- Andréfouët, S., Muller-Karger, F. E., Robinson, J. A., Kranenburg, C. J., Torres-Pulliza, D., Spraggins, S. A. & Murch, B. (2006). Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, Okinawa, Japan, Japanese Coral Reef Society.*
- Andréfouët, S. & Torres-Pullizza, D. (2004). Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie, IFRECOR Nouvelle-Calédonie, IRD, Nouméa: 26p.

Bibliographie

- Bachelery, M. L. (2013). Etat de la circulation dans le lagon nord-est de Mayotte-Résultats obtenues à partir de simulations numériques (ROMS): 31p.
- Bajjouk, T., Mouquet, P., Cebeillac, A., Quod, J. P., Maurel, L., Ropert, M., Le Goff, R. & Talec, P. (2013). Utilisation de l'imagerie hyperspectrale et du Lidar pour la cartographie et l'évaluation spatiale de l'état de santé d'habitats du milieu récifal de l'île de La Réunion.
- Barbaroux, O. (1977). Compte rendu de mission à Mayotte (7 au 17 septembre 1977): 33.
- Battistini, R., Bourrouilh, F., Chevalier, J. P., Coudray, J., Denizot, M., Faure, G., Fisher, J. C., Guilcher, A., Harmelin-Vivien, M., Jaubert, J., Laborel, J., Montaggioni, L., Masse, J. P., Mauge, L. A., Peyrot-Clausade, M., Pichon, M., Plante, R., Plaziat, J. C., Plessis, Y. B., Richard, G., Salvat, B., Thomassin, B. A., Vasseur, P. & Weydert, P. (1975). Eléments de terminologie récifale indopacifique. téthys: 109p.
- Bell, J. D. & Galzin, R. (1984). Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 15: 265-274.
- Bell, J. D. & Galzin, R. (1988). Distribution of coral and fish in the lagoon at Mataiva: potential for increase through mining? Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium. Australia. 2: 347-352.
- Bellwood, D. R., Wainwright, P. C., Fulton, C. J. & Hoey, A. S. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. Proc. R. Soc. Lond. B 273: 101-107.
- Benny, P. N. (2002). Variability of Western Indian Ocean Currents. Western Indian Ocean J. Mar. Sci. 1: 81-90.
- Biais, G. (1994). Etudes descriptives de la pêche artisanale à la Réunion et à Mayotte. LaRechercheFaceàlaPêcheArtisanale,Symp.Int.ORSTOM-IFREM: 319-324.
- Biais, G., Maggiorani, J. M. & Taquet, M. (1987). Enquête cadre sur la pêche artisanale Mahoraise: 72.
- Bonn, F. & Rochon, G. (1992). Précis de Télédétection, Volume 1: Principes et methodes. Presses de l'Université du Québec, 485p. pp.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2011). Numerical ecology with R. Springer, New York, USA. 306 pp.
- Brock, J. C., Wright, C. W., Kuffner, I. B., Hernandez, R. & Thompson, P. (2006). Airborne lidar sensing of massive stony coral colonies on patch reefs in the northern Florida reef tract. Remote Sensing of Environment 104: 31-42.
- Brokovich, E., Baranes, A. & Goren, M. (2006). Habitat structure determines coral reef fish assemblages at the northern tip of the Red Sea. Ecological Indicators 6: 494-507.
- Calzas, M. (2009). Rapport de mission sur l'implantation de marégraphes sur les Iles Eparses: 14.
- CARHAMB'AR (2013). Cartographie des habitats marins benthiques : de l'acquisition à la restitution, IFREMER-AAMP.
- Carine, O. (2003). Situation de la pêche artisanale mahoraise en 2002. Evolution du secteur pêche de janvier 1997 à juin 2003. Thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 85 pp.
- Carpenter, K. E., Miclat, R. I., Albaladejo, V. D. & Virgilio, T. C. (1981). The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of philippine reef fishes. Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium.

Bibliographie

- Carroll, A. M., Wainwright, P. C., Huskey, S. H., Collar, D. C. & Turingan, R. G. (2004). Morphology predicts suction feeding performance in centrarchid fishes. *J. Exp. Biol.* 207: 3873-3881.
- Chabanet, P., Dufour, V. & Galzin, R. (1995). Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 188: 29-48.
- Chabanet, P., Durville, P., Jamon, A., Mulochau, T., Tessier, E., Wickel, J., Nicet, J. B., Barrère, A., Dinhut, V. & Quod, J. P. (2007). Suivi des peuplements ichtyologiques, des peuplements benthiques sessiles et des peuplements d'invertébrés du banc du Geysier. Comparaison des peuplements ichtyologiques entre 1996 et 2006: 107.
- Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G. & Galzin, R. (1997). Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral Reefs* 16: 93-102.
- Chabanet, P., Tessier, E., Durville, P., Mulochau, T. & René, F. (2002). Peuplement ichtyologique des bancs de Geysier et Zélée (Océan Indien Occidental). *Cybiurn* 26: 11-26.
- Chabanet, P., Tessier, E., Poisson, F. & Rene, F. (1996). Diagnostic sur l'état de la ressource en poissons des bancs de Geysier et Zelee, Université de la Réunion - Ifremer: 48p.
- Chauvaud, S., Bouchon, C. & Manière, R. (2001). Cartographie des biocénoses marines de Guadeloupe à partir de données SPOT (récifs coralliens, phanérogames marines, mangroves). *Oceanologica Acta* 24: S3-S13.
- Clua, E., Legendre, P., Vigliola, L., Magron, F., Kulbicki, M., Sarramegna, S., Labrosse, P. & Galzin, R. (2006). Medium scale approach (MSA) for improved assessment of coral reef fish habitat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 333: 219-230.
- Collin, A., Archambault, P. & Long, B. (2011). Predicting species diversity of benthic communities within turbid nearshore using full-waveform bathymetric LiDAR and machine learners. *PLoS One* 6: e21265.
- Connell, S. D. & Kingsford, M. J. (1998). Spatial, temporal and habitat-related variation in the abundance of large predatory fish at One Tree Reef, Australia. *Coral Reefs* 17: 49-57.
- Cornwell, W. K., Schwillk, D. W. & Ackerly, D. D. (2006). A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87: 1465-1471.
- Costa, B., Taylor, J. C., Kracker, L., Battista, T. & Pittman, S. (2014). Mapping reef fish and the seascape: using acoustics and spatial modeling to guide coastal management. *PLoS One* 9: e85555.
- Davis, C. E., Moss, D. & Hill, M. O. (2004). EUNIS Habitat classification revised, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, EUROPEAN TOPIC CENTRE ON NATURE PROTECTION AND BIODIVERSITY: 310.
- De'ath, G., Fabricius, K. E., Sweatman, H. & Puotinen, M. (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109: 17995-17999.
- De la Torre, Y., Delattre, M., Idier, D. & Romieu, E. (2008). Modélisation courantologique du lagon de Mayotte: 180.
- Diaz, R. J., Solan, M. & Valente, R. M. (2004). A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Environ. Manage.* 73: 165-181.
- Dinhut, V., Nicet, J. B. & Wickel, J. (2008). Suivi et état de santé des récifs coralliens de Mayotte, DAF: 93.
- Durville, P., Chabanet, P. & Quod, J. P. (2003). Visual Census of the reef fishes in the natural reserve of the Glorieuses Islands (Western Indian Ocean). *Western Indian Ocean J. Mar. Sci.* 2: 95-104.

Bibliographie

- Ehny, F. (1987). Sedimentologie et diagenese precoce en milieu perirecifal : les pentes de quelques iles volcaniques coralliennes Ouest-Indopacifique : I. Mayotte, Bancs du Geysier-Zélée et du Leven (N.O. canal de Mozambique, Oc. Indien) et I. Chesterfield (Mer de Corail, Oc. Pacifique). Thesis, Université d'Aix-Marseille II. 348p. pp.
- Fabricius, K., De'ath, G., McCook, L., Turak, E. & Williams, D. M. (2005). Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.* 51: 384-398.
- Fabricius, K. E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 50: 125-146.
- Faure, G., Pichon, M., Trentin, F., Geynet, Y., Conruyt, N., Gigord, P. & Caron, D. (2008). Base de connaissances sur les Coraux des Mascareignes. U. d. I. Réunion.
- Finkbeiner, M., Stevenson, B. & Seaman, R. (2001). Guidance for benthic habitat mapping: an aerial photographic approach., NOAA Coastal Services Center: 79.
- Forrester, G. E., Steele, M. A., Samhouri, J. F., Evans, B. & Vance, R. R. (2008). Spatial density dependence scales up but does not produce temporal density dependence in a reef fish. *Ecology* 89: 2980-2985.
- Fraisse, N. (2010). Analyse des débarquements de poissons à Mayotte par la COPEMAY de 2007 à 2010, Parc Naturel Marin de Mayotte: 17.
- Franklin, E. C., Jokiel, P. L. & Donahue, M. J. (2013). Predictive modeling of coral distribution and abundance in the Hawaiian Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 481: 121-132.
- Friedlander, A. M. & Parrish, J. D. (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 224: 1-30.
- Galzin, R., Bagnis, R. & Bennet, J. (1983). Premier inventaire et distribution de la faune ichthyologique de l'atoll de Scilly (Polynésie française). *Journal de la société des océanistes* 77: 17-28.
- Garnier, E., Cortez, J., Billes, G., Navas, M. L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C. & Toussaint, J. P. (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630-2637.
- Garza-Pérez, J. R., Lehmann, A. & Arias-Gonzalez, J. E. (2004). Spatial prediction of coral reef habitats: integrating ecology with spatial modeling and remote sensing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 269: 141-152.
- General, C. (1997). La pêche hauturiere a Mayotte: 71.
- Gratwicke, B. & Speight, M. R. (2005a). Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 292: 301-310.
- Gratwicke, B. & Speight, M. R. (2005b). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *J. Fish Biol.* 66: 650-667.
- Grellier, M., Andréfouët, S. & Dirberg, G. (2011). Typologie des habitats récifaux du Pacifique en format EUNIS (European Nature Information System). *Ifremer*: 87.
- Grellier, M., Nicet, J. B. & Ringelstein, J. (2012). Etude d'identification des zones de conservation marines prioritaires dans le cadre de la mise en place d'une Réserve Naturelle Nationale dans les îles Eparses : cas de l'île d'Europa. Thesis, 86 pp.

Bibliographie

- Grober-Dunsmore, R., Frazer, T. K., Beets, J. P., Lindberg, W. J., Zwick, P. & Funicelli, N. A. (2008). Influence of landscape structure on reef fish assemblages. *Landsc. Ecol.* 23.
- Grober-Dunsmore, R., Frazer, T. K., Lindberg, W. J. & Beets, J. (2007). Reef fish and habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. *Coral Reefs* 26: 201-216.
- Gueydon, B. (1994). La pêche a Mayotte: 84.
- Guilcher, A., Berthois, L., Le Calvez, Y., Battistini, R. & Crosnier, A. (1965). Les récifs coralliens et le lagon de l'île Mayotte, ORSTOM: 256.
- Harborne, A. R., Mumby, P. J., Kappel, C. V., Dahlgren, C. P., Micheli, F., Holmes, K. E., Sanchirico, J. N., Broad, K., Elliott, I. A. & Brumbaugh, D. R. (2008). Reserve effects and natural variation in coral reef communities. *J. Appl. Ecol.* 45: 1010-1018.
- Harmelin-Vivien, M. (1979). Ichtyofaune des récifs coralliens de Tulear (Madagascar) : Ecologie et relations trophiques. Thesis, Université d'Aix-Marseille II.
- Harmelin-Vivien, M. (1985). Présentation générale de l'atoll - dans : Contribution à l'étude de l'atoll de Tikehau (archipel des Tuamotu, Polynésie Française, ORSTOM Tahiti: 26.
- Hattori, A. & Shibuno, T. (2015). Total volume of 3D small patch reefs reflected in aerial photographs can predict total species richness of coral reef damselfish assemblages on a shallow back reef. *Ecological Research* 30: 675-682.
- Herfaut, J. (2004). Evolution de la pêche palangrière Mahoraise de 2001 à 2003, DAF - Service des Pêches: 20.
- Herfaut, J. (2005). Evaluation de la rentabilité économique de l'exploitation des bancs éloignés (Geysier, Zélée, Castor...) par la pêche artisanale mahoraise, DAF-Service des pêches: 26.
- Hochberg, E. J., Atkinson, M. J. & Andréfouët, S. (2003). Spectral reflectance of coral reef bottom-types worldwide and implications for coral reef remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 85: 159-173.
- Hoechstetter, S., Walz, U., Dang, L. H. & Thinh, N. X. (2008). Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure - a proposal to modify the existing set of landscape metrics. *Landscape Online* 3: 1-14.
- Idier, D., Romieu, E., Delattre, M., Pedreros, R. & De la Torre, Y. (2008). Hydrodynamique tidale du lagon de Mayotte : observations in-situ et modélisation. Xèmes Journées Nationales Génie Côtier-Génie Civil. Sophia Antipolis: 553-562.
- Jeanson, M. (2009). Morphodynamique du littoral de Mayotte des processus au réseau de surveillance. Thesis, Université du littoral côte d'opale. 347 pp.
- Jones, G. P., McCormick, M. I., Srinivasan, M. & Eagle, J. V. (2004). Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 101: 8251-8253.
- Joyce, K. E., Phinn, S. R. & Roelfsema, C. M. (2013). Live coral cover index testing and application with hyperspectral airborne image data. *Remote Sensing* 5: 6116-6137.
- Kendall, M. S. (2005). A method for investigating seascape ecology of reef fish. 56th Gulf and Caribbean Fisheries Institute: 355-366.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology*. 2nd ed. Addison Wesley Longman, Menlo Park, California. 620 pp.

Bibliographie

- Labrosse, P., Kulbicki, M. & Ferraris, J. (2003). Comptage visuel de poissons en plongée: conditions d'utilisation et de mise en oeuvre. Nouméa, Nouvelle-Calédonie, Secrétariat général de la Communauté du Pacifique: 54.
- Laliberté, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305.
- Lapègue, J. B. (1999). Aspects quantitatifs et qualitatifs de la pluviométrie dans deux enjeux majeurs de la problématique de l'eau à Mayotte : la ressource hydrique, l'assainissement pluvial et l'érosion. Thesis, Université de La Réunion. 376p. pp.
- Lara, E. N. & Gonzalez, E. A. (1998). The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *J. Fish Biol.* 53: 209-221.
- Laurens, M., Gascuel, D., Chassot, E. & Thiam, D. (2004). Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in the tree last decades. *Aquat. Living Resour.* 17: 163-173.
- Lecchini, D., Adjeroud, M., Pratchett, M. S., Cadoret, L. & Galzin, R. (2003). Spatial structure of coral reef fish communities in the Ryukyu Islands, southern Japan. *Oceanologica Acta* 26: 537-547.
- Lee, Z., Carder, K. L., Mobley, C. D., Steward, R. G. & Patch, J. S. (1998). Hyperspectral remote sensing for shallow waters. I. A semianalytical model. *Applied Optics* 37: 6329-6338.
- Legrand, H. (2010). Cartographie des biocénoses benthiques du littoral martiniquais et eutrophisation en zone récifale en relation avec les sources de pression d'origine anthropique. Thesis, Ecole Pratique de Hautes Etudes. 297 pp.
- Letourneur, Y. (1996). Dynamics of fish communities on Reunion fringing reefs, Indian Ocean. I. Patterns of spatial distribution. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 195: 1-30.
- Letourneur, Y., Kulbicki, M., Galzin, R. & Harmelin-Vivien, M. (1997). Comparaison des peuplements de poissons marins des récifs frangeants de trois îles océaniques de l'Indo-Pacifique (La Réunion, Moorea et la Nouvelle-Calédonie). *Cybium* 21: 129-145.
- Luckhurst, B. E. & Luckhurst, K. (1978). Analysis of the Influence of Substrate Variables on Coral Reef Fish Communities. *Mar. Biol.* 49: 317-323.
- Lyons, M., Phinn, S. & Roelfsema, C. (2011). Integrating Quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sensing* 3: 42-64.
- Maggiarani, F., Minet, J. P., Roos, D. & Tessier, E. (1994). Diagnostic sur l'état de la pêche des bancs Geyser et Zélé (Océan Indien) - Analyse des résultats de pêche du navire YVALANN à Mayotte d'octobre 1989 à juillet 1992, Ifremer: 53.
- Maggiarani, F., Minet, J. P. & Taquet, M. (1993). Situation de la pêche artisanale a Mayotte en 1992-93 - Résultats de l'enquête halieutique (mars 1992 - février 1993) et comparaison avec l'enquête halieutique de 1988-89, Service des pêches: 37.
- Maggiarani, J. M. & Maggiarani, F. (1990). Enquete sur la peche artisanale Mahoraise Tome 2 Effort de Peche et Captures. Resultats Preliminaires, Direction de l'agriculture - service des peches: 39p.
- Mallet, D., Wantiez, L., Lemouellic, S., Vigliola, L. & Pelletier, D. (2014). Complementarity of rotating video and underwater visual census for assessing reef fish assemblages of coral reef slopes. *PLoS One* 9: e84344.

Bibliographie

- Maugé, L. A., Ségoufin, J., Vernier, E. & Froget, C. (1982). Geomorphology and origin of the reef-banks of the north-eastern Mozambique channel - Western Indian Ocean. *Mar. Geol.* 47: 37-55.
- McClanahan, T. R., Graham, N. A. J., Calnan, J. M. & Aaron MacNeil, M. (2007). Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17: 1055-1067.
- McGehee, M. A. (1994). Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 105: 243-255.
- Mellin, C., Andréfouët, S., Kulbicki, M., Dalleau, M. & Vigliola, L. (2009). Remote sensing and fish-habitat relationships in coral reef ecosystems: Review and pathways for systematic multi-scale hierarchical research. *Mar. Pollut. Bull.* 58: 11-19.
- Mishra, D., Narumalani, S., Rundquist, D. & Lawson, M. (2006). Benthic habitat mapping in tropical marine environments using QuickBird multispectral data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72: 1037-1048.
- Molles, M. (1948). Fish species diversity on model and natural patch reefs: experimental insular biogeography. Thesis, University of Arizona. 194 pp.
- Mouillot, D., Culioli, J. M., Pelletier, D. & Tomasini, J. A. (2008). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the bonifacio Strait Natural Reserve. *Biol. Conserv.* 141: 1569-1580.
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villeger, S., Mason, N. W. H. & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28: 167-177.
- Mouquet, P., Bajjouk, T., Maurel, L., Cebeillac, A., Le Goff, R. & Ropert, M. (2014). ATLAS des Résultats du traitement des images hyperspectrales et des données Lidar sur les plateformes récifales de La Réunion, Ifremer: 176.
- Mouquet, P. & Quod, J. P. (2010). Spectrhabent-OI-Acquisition et analyse de la librairie spectrale sous-marine., Ifremer-AAMP: 98.
- Mumby, P. J., Edwards, A. J., Arias-Gonzalez, J. E., Lindeman, K. C., Blackwell, P. G., Gall, A., Gorczyńska, M. I., Harborne, A. R., Pescod, C. L., Renken, H., Wabnitz, C. C. C. & Llewellyn, G. (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427: 533-536.
- Nagelkerken, I. & Faunce, C. H. (2008). What makes mangroves attractive to fish? Use of artificial units to test the influence of water depth, cross-shelf location, and presence of root structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 559-565.
- Nanami, A. & Yamada, H. (2009). Seasonality, lunar periodicity of settlement and microhabitat association of juvenile humpback red snapper *Lutjanus gibbus* (Lutjanidae) in an Okinawan coral reef. *Mar. Biol.* 156: 407-414.
- Nelson, W. A. (2009). Calcified macroalgae - critical to coastal ecosystems and vulnerable to change: a review. *Mar. Freshw. Res.* 60: 787-801.
- Nicet, J. B., Porcher, M., Pennober, G., Mouquet, P., Alloncle, N., Denis, Y., Gabrié, C., Nicolas, A., Pribat, B. & Tollis, S. (2015). Aide pour la réalisation et la commande de cartes d'habitats normalisées par télédétection en milieu récifal sur les territoires français., Ifremer: 93.
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.

Bibliographie

- Öhman, M. C. & Rajasuriya, A. (1998). Relationships between habitat structure and fish communities on coral. *Environ. Biol. Fishes* 53: 19-31.
- Ordoquy, C. (2003). Situation de la pêche artisanale mahoraise en 2002 - Evolution du secteur pêche de janvier 1997 à juin 2003. Thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 85 pp.
- Paddack, M. J., Reynolds, J. D., Aguilar, C., Appeldoorn, R. S., Beets, J., Burkett, E. W., Chittaro, P. M., Clarke, K., Esteves, R., Fonseca, A. C., Forrester, G. E., Friedlander, A. M., García-Sais, J., Gonzalez-Sanson, G., Jordan, L. K. B., McClellan, D. B., Miller, M. W., Molloy, P. P., Mumby, P. J., Nagelkerken, I., Nemeth, M., Navas-Camacho, R., Pitt, J., Polunin, N. V. C., Reyes-Nivia, M. C., Robertson, D. R., Rodriguez-Ramirez, A., Salas, E., Smith, S. R., Spieler, R. E., Steele, M. A., Williams, I. D., Wormald, C. L., Watkinson, A. R. & Cote, I. M. (2009). Recent Region-wide Declines in Caribbean Reef Fish Abundance. *Curr. Biol.* 19: 590-595.
- Palandro, D., Andréfouët, S., Dustan, P. & Muller-Karger, F. E. (2003). Change detection in coral reef communities using Ikonos satellite sensor imagery and historic aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing* 24: 873-878.
- PARETO & ARVAM (2015). Inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) marines à Mayotte, Phase II. Liste des espèces et habitats déterminants et zones proposées pour une inscription en ZNIEFF de type I ou II. Données bibliographiques, méthodes d'inventaire terrain, d'inscription et de délimitation des ZNIEFF. Rapport final pour le compte de l'AAMP: 31 p.
- Pavoine, S., Ollier, S. & Dufour, A. B. (2005). Is the originality of a species measurable? *Ecol. Lett.* 8: 579-586.
- Pears, R. J., Choat, J. H., Mapstone, B. D. & Begg, G. A. (2006). Demography of a large grouper, *Epinephelus fuscoguttatus*, from Australia's Great Barrier Reef: implications for fishery management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 307: 259-272.
- Pelletier, D., Leleu, K., Mallet, D., Mou-Tham, G., Hervé, G., Bourreau, M. & Guilpart, N. (2012). Remote High-Definition Rotating Video Enables Fast Spatial Survey of Marine Underwater Macrofauna and Habitats. *PLoS One* 7: e30536.
- Pelletier, D., Mallet, D., Roman, W. & Loubersac, L. (2014). Observer, évaluer et suivre la biodiversité sous-marine des lagons : Intérêt des techniques vidéo rotatives en haute définition. Où en est-on en Nouvelle-Calédonie ? *Taïkona*. 6: 12-26.
- Pelletier, D., Roman, W., Carpentier, L. & Bockel, T. (2015). La vidéo rotative autonome pour l'observation des habitats et de la macrofaune côtiers. Guide méthodologique des systèmes STAVIRO et MICADO. Rapport AMBIO/A/1. IFREMER Nouméa: 83p.
- Pennober, G. & Borius, A. (2010). Détection à très haute résolution spatiale du blanchissement corallien sur les récifs de l'Île de La Réunion. *Téledétection* 9: 5-17.
- Perry, C. T. & Morgan, K. M. (2017). Post-bleaching coral community change on southern Maldivian reefs: is there potential for rapid recovery? *Coral Reefs*: 1-9.
- Phinn, S., Roelfsema, C., Dekker, A., Brando, V. & Anstee, J. (2008). Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite multi-spectral and airborne hyper-spectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). *Remote Sensing of Environment* 112: 3413-3425.

Bibliographie

- Pinault, M., Bissery, C., Gassiole, G., Magalon, H., Quod, J. P. & Galzin, R. (2014). Fish community structure in relation to environmental variation in coastal volcanic habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 460: 62-71.
- Piton, B. & Poulain, J. F. (1974). Compte rendu de la croisière "Mozambique" du N.O. Vauban (01. 1974) du 27 février au 28 mars 1974. Doc. Sci. de la Mission ORSTOM de Nosy-Be. Ser. Archives.: 8p.
- Pittman, S. J., Caldwell, C., Hile, S. D. & Monaco, M. E. (2007). Using seascape types to explain the spatial patterns of fish in the mangroves of SW Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 348: 273-284.
- Pittman, S. J., Costa, B. M. & Battista, T. A. (2009). Using lidar bathymetry and boosted regression trees to predict the diversity and abundance of fish and corals. *J. Coast. Res.* 53: 27-38.
- Pittman, S. J., McAlpine, C. A. & Pittman, K. M. (2004). Linking fish and prawns to their environment: a hierarchical landscape approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 283: 233-254.
- PNMM (2013). Plan de gestion du Parc naturel marin de Mayotte. A. d. a. m. protégées: 416p.
- PNMM (2015). Plan de gestion du Parc Naturel Marin des Glorieuses: 269.
- Pu, R., Bell, S., Meyer, C., Baggett, L. & Zhao, Y. (2012). Mapping and assessing seagrass along the western coast of Florida using Landsat TM and EO-1 ALI/Hyperion imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 115: 234-245.
- Purkis, S. J., Graham, N. A. & Riegl, B. M. (2008). Predictability of reef fish diversity and abundance using remote sensing data in Diego Garcia (Chagos Archipelago). *Coral Reefs* 27: 167-178.
- Purkis, S. J. & Riegl, B. (2005). Spatial and temporal dynamics of Arabian Gulf coral assemblages quantified from remote-sensing and in situ monitoring data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287: 99-113.
- Roberts, C. M. & Ormond, R. F. G. (1987). Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 41: 1-8.
- Rogers, S. I. & Ellis, J. R. (2000). Changes in the demersal fish assemblages of British coastal waters during the 20th century. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 866-881.
- Ropert, M., Mouquet, P., Bajjouk, T. & Delacourt, C. (2016). HYScores: Cartographies hyperspectrales appliquées aux écosystèmes coralliens et à leur état de santé., Ifremer-Office de l'eau Réunion-UBO: 121.
- Rosenzweig, M. L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, 436p. pp.
- Rousseau, Y. (2010). Structure des peuplements ichtyologiques des récifs coralliens de la Martinique en relation avec la qualité de l'habitat. Thesis, EPHE-Université de Perpignan. 300 pp.
- Russel, T. (2011). Etude halieutique des pêches Mahoraises de 2010 à 2011: 18.
- Sano, M. (2004). Short-term effects of a mass coral bleaching event on a reef fish assemblage at Iriomote Island, Japan. *Fish. Sci.* 70: 41-46.
- Sano, M., Shimizu, M. & Nose, Y. (1987). Long-term effects of destruction of hermatypic corals by *Acanthaster planci* infestation on reef fish communities at Iriomote Island, Japan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37: 191-199.
- Schouten, M. W., de Ruijter, W. P. M., Jan van Leeuwen, P. & Ridderinkhof, H. (2003). Eddies and variability in the Mozambique Channel. *Deep-Sea Research Part II* 50: 1987-2003.

Bibliographie

- Scopélitis, J., Andréfouët, S., Phinn, S., Chabanet, P., Naim, O., Tourrand, C. & Done, T. (2009). Changes of coral communities over 35 years: integrating in situ and remote-sensing data on Saint-Leu Reef (la Réunion, Indian Ocean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84: 342-352.
- SIH-Mayotte (2017). Données produites par le SIH de Mayotte opéré par le partenariat DPMA, AFB, Ifremer, IRD.
- Sparre, P. & Venema, S. C. (1998). Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO. Rome.
- Srinivasan, M. (2003). Depth distributions of coral reef fishes: the influence of microhabitat structure, settlement, and post-settlement processes. *Oecologia* 137: 76-84.
- Teixeira, L., Hedley, J., Shapiro, A. & Barker, K. (2016). Comparison of Two Independent Mapping Exercises in the Primeiras and Segundas Archipelago, Mozambique. *Remote Sensing* 8: 52.
- Tessier, E., Bigot, L., Durville, P., Boucher, N. & Roos, D. (1997). Diagnostic sur l'état de la ressource en poissons des bancs de Geyser et Zélée, Université de la Réunion: 45p.
- Thomassin, B. A., Andrefouet, S., Bouchard, J. M., Dinhut, V., Quod, J. P., Vincente, N. & Wickel, J. (2009). Geyser et Zélée : les sommets d'un même volcan sous-marin. *Univers Maoré* 12: 10-17.
- Thompson, A. A. & Mapstone, B. D. (1997). Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 154: 53-63.
- Villéger, S., Mason, N. W. H. & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Hernandez, D. F. & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20: 1512-1522.
- Walker, B. K., Jordan, L. K. & Spieler, R. E. (2009). Relationship of reef fish assemblages and topographic complexity on southeastern Florida coral reef habitats. *J. Coast. Res.* 53: 39-48.
- Walker, B. K., Riegl, B. & Dodge, R. E. (2008). Mapping coral reef habitats in southeast Florida using a combined technique approach. *J. Coast. Res.* 24: 1138-1150.
- Ward-Paige, C., Mills Flemming, J. & Lotze, H. K. (2010). Overestimating fish counts by non-instantaneous visual censuses: consequences for population and community descriptions. *PLoS One* 5: e11722.
- Wedding, L. M., Friedlander, A. M., McGranaghan, M., Yost, R. S. & Monaco, M. E. (2008). Using bathymetric lidar to define nearshore benthic habitat complexity: Implications for management of reef fish assemblages in Hawaii. *Remote Sensing of Environment* 112: 4159-4165.
- Wendling, B. & Le Calve, S. (2000). Resultats de l'enquete socio-economique sur la pêche artisanale Mahoraise. Situation et évolution des pêcheries, Service des pêches et de l'Environnement Marin: 61.
- Wickel, J. & Jamon, A. (2010). Inventaire taxonomique actualisé des poissons marins de l'île de Mayotte et des bancs récifaux de Geyser-Zélée, Canal de Mozambique. Liste révisée des espèces et élaboration d'une base de données fonctionnelle: 66.
- Wickel, J., Jamon, A., Pinault, M., Durville, P. & Chabanet, P. (2014). Composition et structure des peuplements ichtyologiques marins de l'île de Mayotte (sud-ouest de l'océan Indien). *Cybiurn* 38: 179-203.

Wickel, J., Quod, J. P., Nicet, J. B., Chabanet, P., Jamon, A., Durville, P., Mulochau, T., Tessier, E., Arnaud, J. P. & Dinhut, V. (2009). La lente dégradation du banc du Geysier : dix années d'évolution des peuplements de poissons. . Univers Maoré 12: 30-37.

Wickel, J. & Thomassin, B. A. (2005). Les récifs coralliens frangeants de l'île de Mayotte (grande terre) : bilan de l'état de santé en 2004 et évolution depuis 1989., ESPACES Ingénierie de l'Environnement. Direction de l'agriculture et de la forêt. Ministère de l'écologie et de l'environnement: 100.

Xu, J. & Zhao, D. (2014). Review of coral reef ecosystem remote sensing. Acta Ecologica Sinica 34: 19-25.

ANNEXES

Table des Annexes

Annexe 1 : Partie Cartographie (§ 3.2)	179
Annexe 1.1 : Surfaces des substrats abiotique et biotique par type d’habitat de Niveau N5 sur Geyser	179
Annexe 1.2 : Surfaces des substrats abiotique et biotique par type d’habitat de Niveau N5 sur Zélée	181
Annexe 1.3 : Définition des typologies N4 et N5.....	182
Annexe 1.4 : Classification des stations dans les typologies d’habitat N4 et N5	187
Annexe 2 : Partie analyses fonctionnelles (§ 3.3.4)	189
Annexe 2.1 : Traits fonctionnels, choix d’un espace fonctionnel et d’indices fonctionnels pour une étude d’écologie.	189
Annexe 3 : Partie analyses halieutiques (§ 3.3.5).....	195
Annexe 3.1 : Synthèse des valeurs moyennes et de dispersion des densités en UVC (belt poisson) sur le banc du Geyser (espèces d’intérêt halieutique dont taille maximale > 18 cm).....	195
Annexe 3.2 : Synthèse des valeurs moyennes et de dispersion des densités en SVR (station vidéo rotatives) sur le banc du Geyser Geyser (espèces d’intérêt halieutique dont taille maximale > 18 cm).	196
Annexe 3.3 : Synthèse des valeurs moyennes et de dispersion des densités en SVR (station vidéo rotatives) sur le banc de l’Iris Geyser (espèces d’intérêt halieutique dont taille maximale > 18 cm).	197
Annexe 3.4 : Synthèse des valeurs moyennes et de dispersion des densités par habitat de typologie N5, et par méthode d’évaluation, des familles ciblées par la pêche sur les bancs du Geyser et de l’Iris	198
Annexe 3.4.1 : Tableau Carangidae (1).....	198
Annexe 3.4.2 : Tableau Lethrinidae (2)	198
Annexe 3.4.3 : Tableau Lutjanidae (3).....	198
Annexe 3.4.4 : Tableau Serranidae (4)	198
Annexe 3.5 : Annexes propres aux Carangidae	204

Annexes

Annexe 3.5.1 : Densités moyennes des Carangidae observés en SVR par habitat sur les bancs du Geysier et de l'Iris.....	204
Annexe 3.5.2 : Densités moyennes par classe de taille des Carangidae observées en SVR à Geysier et Iris.....	205
Annexe 3.5.3 : Fréquences d'occurrence des espèces de Carangidae observées à Geysier (UVC et SVR) et à Iris (SVR).....	206
Annexe 3.5.4 : Densités moyennes par classe de taille de trois espèces de Carangidae observées en SVR à Geysier et Iris.....	207
Annexe 3.5.5 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat de trois espèces de Carangidae observées en SVR à Geysier.....	208
Annexe 3.5.6 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat, de l'espèce <i>C. melampygus</i> observées en SVR à Iris.....	209
Annexe 3.5.7 : Biomasse estimée par classe de taille de trois espèces de Carangidae observées en SVR à Geysier et a Iris.....	210
Annexe 3.6 : Annexes propres aux Lethrinidae.....	211
Annexe 3.6.1 : Densités moyennes des Lethrinidae observées en SVR par habitat sur les bancs du Geysier et de l'Iris.....	211
Annexe 3.6.2 : Densités moyennes par classe de taille des Lethrinidae observés en SVR à Geysier et Iris.....	212
Annexe 3.6.3 : Fréquences d'occurrence des espèces de Lethrinidae observées à Geysier (UVC et SVR) et à Iris (SVR).....	213
Annexe 3.6.4 : Densités moyennes par classe de taille de quatre espèces de Lethrinidae observées en SVR à Geysier et Iris.....	214
Annexe 3.6.5 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat de quatre espèces de Lethrinidae observées en SVR à Geysier.....	215
Annexe 3.6.6 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat de deux espèces de Lethrinidae observées en SVR à Iris.....	216
Annexe 3.6.7 : Biomasse estimée par classe de taille de quatre espèces de Lethrinidae observées en SVR à Geysier et a Iris.....	217
Annexes 3.7 : propres aux Lutjanidae.....	218

Annexes

Annexe 3.7.1 : Densités moyennes des Lutjanidae observées en SVR par habitat sur les bancs du Geysier et de l'Iris.....	218
Annexe 3.7.2 : Densités moyennes par classe de taille des Lutjanidae observées en SVR à Geysier et Iris.....	219
Annexe 3.7.3 : Fréquences d'occurrence des espèces de Lutjanidae observées à Geysier (UVC et SVR) et à Iris (SVR).....	220
Annexe 3.7.4 : Densités moyennes par classe de taille de six espèces de Lutjanidae observées en SVR à Geysier et Iris.....	221
Annexe 3.7.5 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat de six espèces de Lutjanidae observées en SVR à Geysier.....	222
Annexe 3.7.6 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat de six espèces de Lutjanidae observées en SVR à Iris.....	223
Annexe 3.7.7 : Biomasse estimée par classe de taille de six espèces de Lutjanidae observées en SVR à Geysier et a Iris.....	224
Annexes 3.8 : annexes propres aux Serranidae.....	225
Annexe 3.8.1 : Densités moyennes des Serranidae observées en SVR par habitat sur les bancs du Geysier et de l'Iris.....	225
Annexe 3.8.2 : Densités moyennes par classe de taille des Serranidae observées en SVR à Geysier et Iris.....	226
Annexe 3.8.3 : Fréquences d'occurrence des espèces de Serranidae observées à Geysier (UVC et SVR) et à Iris (SVR).....	227
Annexe 3.8.4 : Densités moyennes par classe de taille de huit espèces de Serranidae observées en SVR à Geysier et Iris.....	228
Annexe 3.8.5 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat de huit espèces de Serranidae observées en SVR à Geysier.....	229
Annexe 3.8.6 : Densités moyennes par classe de taille et par habitat de cinq espèces de Serranidae observées en SVR à Iris.....	230
Annexe 3.8.7 : Biomasse estimée par classe de taille de huit espèces de Serranidae observées en SVR à Geysier et a Iris.....	231
Annexe 4 : Liste des stations réalisées en STAVIRO sur le banc du Geysier	232

Annexes

Annexe 5 : Rapport Cyrielle Jac (Iris).....	238
Annexe 6 : Rapport Paul Adami (fonctionel).....	239

ANNEXE 1 : PARTIE CARTOGRAPHIE (§ 3.2)

ANNEXE 1.1 : SURFACES DES SUBSTRATS ABIOTIQUE ET BIOTIQUE PAR TYPE D'HABITAT DE NIVEAU N5 SUR GEYSER

Typologie d'habitat N5	Corail vivant	Corail dur autre	Herbier sur sable	Herbier sur debris	Herbier sur dalle	Herbier sur sable grossier	Sable	Sable grossiers	Debris < 30cm	Dalle	Macroalgue sur sable gravier	Macroalgue sur substrat sableux	Macroalgue sur debris	Macroalgue sur dalle
LAGON INTERMEDIAIRE 15-30m EPANDAGE DETRITIQUE	4,4	5,1	0	0	0	0	34,8	41,1	14,5	0	0	0	0	0
LAGON INTERMEDIAIRE 15-30m MASSIFS	19	52,8	0	0	0	0	2,9	3,8	15,9	2,7	0	0	1,9	1
LAGON INTERMEDIAIRE 15-30m PATES	20,9	54,5	0	0	0	0	9,6	8,5	6,5	0	0	0	0	0
LAGON PEU PROFOND 5-15m EPANDAGE DETRITIQUE	4,3	5,8	0	0	0	0	35	25	15	0	0	15	0	0
LAGON PEU PROFOND 5-15m MASSIFS	15,1	53,1	0	0	0	0	0	5,3	20,6	4,1	0	0	1,8	0
LAGON PEU PROFOND 5-15m PATES	17	23	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0
LAGON PROFOND A ALGUERAIE EPANDAGE DETRITIQUE	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0
LAGON PROFOND A ALGUERAIE MASSIFS	54	36	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
LAGON PROFOND A ALGUERAIE PATES	55	35	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
LAGON PROFOND ALGUERAIE	0	0	0	0	0	0	0	36,1	0	0	63,9	0	0	0
LAGON PROFOND EPANDAGE DETRITIQUE	1,3	3,7	0	0	0	0	62,2	22,8	8,1	0	1,7	0	0,2	0
LAGON PROFOND MASSIFS	39,5	26,2	0	0	0	0	13,6	10	4,3	4,3	0	0	2,1	0
LAGON PROFOND PATES	28,8	26,3	0	0	0	0	21,3	16,3	7,5	0	0	0	0	0
PASSE DALLE	1,5	28,5	0	0	0	0	10	0	30	15	0	0	0	15
PASSE EPANDAGE DETRITIQUE	0	0	0	0	0	0	0	82,5	16,5	0	0	0	1	0
PASSE MASSIFS	23,9	32,8	0	0	0	0	2,8	21,7	18,9	0	0	0	0	0
PASSE MASSIFS FORT RECOUVREMENT CORALLIEN	59,7	21,3	0	0	0	0	0	6	9	4	0	0	0	0
PENTE EXTERNE EPANDAGE DETRITIQUE	3	12,7	0	0	0	0	20,4	36,5	20,4	3,8	3,1	0	0	0
PENTE EXTERNE EPERONS SILLONS	33,5	40,5	0	0	0	0	3,8	7,5	8,5	3,6	0	0	0,7	1,9
PENTE EXTERNE MASSIFS	25,3	40	0	0	0	0	2,8	15	10	2,4	0	0	4,2	0,4
PENTE EXTERNE PATES	64	16	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0
PENTE EXTERNE TOMBANT	17,8	36,3	0	0	0	0	5	5	5	20	0	0	5	5,8
PENTE INTERNE COLONIE CORALLIENNE	21,4	53,6	0	0	0	0	0	0	15	2,5	0	0	0	7,5

Annexes

ANNEXE 1.1 : SURFACES DES SUBSTRATS ABIOTIQUE ET BIOTIQUE PAR TYPE D'HABITAT DE NIVEAU N5 SUR GEYSER (SUITE)

Typologie d'habitat N5	Corail vivant	Corail dur autre	Herbier sur sable	Herbier sur debris	Herbier sur dalle	Herbier sur sable grossier	Sable	Sable grossiers	Debris < 30cm	Dalle	Macroalgue sur sable gravier	Macroalgue sur substrat sableux	Macroalgue sur debris	Macroalgue sur dalle
PENTE INTERNE EPERONS SILLONS	21,6	39,6	0	0	0	0	0,8	7,5	22,1	7,5	0	0	0,8	0
PLATIER EMMERGE	14,4	19,3	0	0	0	0	0	12,7	12	39,3	0	0	2,3	0
PLATIER EMMERGE CUVETTE EPANDAGE DETRITIQUE	54,3	15,8	0	0	0	0	0	22,5	7,5	0	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL COLONIE CORALLIENNE	12,6	31,9	0	0,7	0	0,4	2,1	8,9	17,4	19,8	0	0	3,9	2,3
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE EPANDAGE DETRITIQUE	5,1	6,6	0	0	0	0	0	34,2	17,5	18,3	3,3	0	5,8	9,2
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE HERBIER	4,3	2,7	0	30	0	22	0	21	11	9	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE MASSIFS	29,8	38,2	0	0	0	0	1,8	2,3	9,3	18,6	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL EPERONS SILLONS	13,9	43,9	0	0	0	0	0	14,1	19,1	4,4	0	0	3,4	1,3
PLATIER INFRATIDAL FORTE COUVERTURE CORALLIENNE	34	42,8	0	0	0	0	3,8	3,2	9,9	3,6	0	0	2,6	0
PLATIER INFRATIDAL HERBIER	4,5	9,3	4,1	28,5	13,6	6,3	3,5	4,9	15,2	8,4	0	0	0,6	1
PLATIER INFRATIDAL MASSIFS	24,5	45,5	0	0	0	0	0	15	15	0	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL PATES	16	64	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL PETITS ALIGNEMENTS TRANSVERSAUX ET EPANDAGE DETRITIQUE	12,3	8,2	0	0	0	0	0	2	31	46,5	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL PROFOND ALIGNEMENTS TRANSVERSAUX COLONIES CORALLIENNE	36,7	21,7	0	0	0	0	0	14,2	17,5	10	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL PROFOND COLONIE CORALLIENNE DENSE	38,6	20,4	0	0	0	0	1,8	11,5	18	9,2	0	0	0,5	0
PLATIER INFRATIDAL PROFOND FORTE COUVERTURE CORALLIENNE	51,4	23,6	0	0	0	0	0	8,6	16,4	0	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL PROFOND HERBIER	10	0	0	0	0	35	0	20	35	0	0	0	0	0

Annexes

ANNEXE 1.2 : SURFACES DES SUBSTRATS ABIOTIQUE ET BIOTIQUE PAR TYPE D'HABITAT DE NIVEAU N5 SUR ZELEE

Typologie d'habitat niveau N5	Corail vivant	Corail dur autre	Sable	Sable grossier	Debris < 30cm	Dalle	Macroalgue sur sable	Macroalgue sur sable grossier	Macroalgue sur debris	Macroalgue sur dalle	Herbier sur sable	Herbier sur sable grossier	Herbier sur debris
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m DALLE ARASEE BIODETRITIQUE	8,3	13,4	8,3	38,2	23,3	3,3	0	3,5	0,8	0,8	0	0	0
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m EPANDAGE DETRITIQUE	0,4	7,1	32,5	55,8	4,3	0	0	0	0	0	0	0	0
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m MASSIFS	14,4	34,7	6,7	10,7	21,8	7,6	0	0,2	0,7	0,4	1,5	1,3	0,1
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m PATES	33,1	25,9	5	18	18	0	0	0	0	0	0	0	0
LAGON PROFOND ALGUERAIE	0	0	19,2	15,8	0	0	0	65	0	0	0	0	0
LAGON PROFOND EPANDAGE DETRITIQUE	0,3	2,3	20	55	10	0	0	12,5	0	0	0	0	0
LAGON PROFOND MASSIFS	13,1	47	3,3	8,3	15,7	11,7	0	0	0,8	0	0	0	0,2
LAGON PROFOND PATES	18,3	29,6	14,3	21,4	11,4	4,3	0	0	0	0,7	0	0	0
PENTE EXTERNE CONSTRUCTIONS CORALLIENNES EPANDAGE DET.	11,5	26	10	24,2	28,3	0	0	0	0	0	0	0	0
PENTE EXTERNE MASSIFS	10,9	37,1	5,4	15,6	6	24,8	0	0	0	0,2	0	0	0
PENTE EXTERNE TOMBANT	10	22,1	2,9	6,4	9,4	36,4	0	0	0	12,9	0	0	0
PENTE INTERNE EPANDAGE DETRITIQUE	3,5	1,8	29,8	46	14,8	2	0,2	0	2	0	0	0	0
PENTE INTERNE EPERONS SILLONS	14,1	32,9	0,5	8,4	30,8	11,5	0	0	1,9	0	0	0	0
PENTE INTERNE HERBIER	0	0	2,5	32,5	35	0	0	0	2,5	0	0	17,5	10
PENTE INTERNE MASSIFS	15,2	25,2	2,3	6,5	34,6	13,1	0	0	3,1	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL COLONIE CORALLIENNE DENSE	56	14	0	5	20	0	0	0	5	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL CUVETTE EPANDAGE DETRITIQUE	0	0	50	45	5	0	0	0	0	0	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL CUVETTE HERBIER	13,6	4,4	22	18,6	7,4	2	0	0	0	0	0	24	8
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE EPANDAGE DETRITIQUE	0	0	15	52,5	7,5	0	0	0	0	0	25	0	0
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE HERBIER	1,1	5,2	9,4	24,4	15	6,3	0	0	0	0	0	23,1	15,6
PLATIER INFRATIDAL EPANDAGE DETRITIQUE COLONIES CORALLIENNES PEU DENSES	10,3	16	1,7	5,6	23,9	40,7	0	0	0,4	1,5	0	0	0
PLATIER INFRATIDAL PROFOND DALLE ET COLONIES CORAL.	6,4	30,8	6,1	14,8	27,2	10,9	0	0	2	0,2	0	1,7	0
PLATIER INFRATIDAL PROFOND EPANDAGE DETRITIQUE	3,3	18,3	0	60	16,7	0	0	0	1,7	0	0	0	0
TOTAL GENERAL	10,7	22,9	7,6	16,7	20,2	13,6	0	2,4	0,9	1,3	0,5	2,2	1

Annexes

ANNEXE 1.3 : DEFINITION DES TYPOLOGIES N4 ET N5

Nom	Définition
LAGON INTERMEDIAIRE 15-30 ou 20-30m	Partie subhorizontale formée par des sédiments meubles de granulométrie variée d'où peuvent s'élever des constructions coralliennes type pâtés et massifs entre deux gammes de profondeur.
LAGON PEU PROFOND 5-15	Partie subhorizontale formée par des sédiments meubles de granulométrie variée d'où peuvent s'élever des constructions coralliennes type pâtés et massifs entre 5 et 15 m de profondeur.
LAGON PROFOND	Partie subhorizontale formée par des sédiments meubles de granulométrie variée d'où peuvent s'élever des constructions coralliennes type pâtés et massifs au-delà de 30 m de profondeur.
PASSE	Entaille majeure affectant une barrière ou une couronne récifale. Elle assure les échanges du lagon et des eaux du large. Les passes sont soumises à de très fortes courantologie.
PENTE EXTERNE	Partie antérieure immergée d'un récif, en pente vers le large et de déclivité variable. Elle est constituée de formations coralliennes et de dépôts sédimentaires à dominance biodétritique.
PENTE INTERNE	Déclivité raccordant le platier récifal au fond de lagon.
PLATIER EMMERGE	Plateforme subhorizontale terminant vers le haut un édifice récifal dont la partie sommitale affleure ou dépasse le niveau de la mer.
PLATIER INFRATIDAL	Plateforme subhorizontale terminant vers le haut un édifice récifal qui est constamment immergée entre 10 et 20 m.
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE	Plateforme subhorizontale profonde a plus de 25 m de fond très érodée composée de dalle et recouvert en majorité par du matériel détritique.
PLATIER INFRATIDAL PROFOND	Plateforme subhorizontale terminant vers le haut un édifice récifal qui est constamment immergée entre 15 et 30 m.
PLATIER INFRATIDAL/ALIGNEMENTS TRANSVERSAUX	Plateforme subhorizontale terminant vers le haut un édifice récifal qui est constamment immergée mais à faible profondeur. L'exposition à la houle et au courant provoque des alignements transversaux alternant des formations coralliennes alignées et des couloirs sableux.
LAGON ENCLAVE	Lagon isolé par une croissance récifale.
FRONT RECIFAL	Enveloppe du contour externe du platier récifal au niveau des basses mers de vives eaux.
PENTE DE PLATEAU	Le plateau récifal a une faible déclivité et fait la jonction entre le platier et la pente interne.
RECIF BARRIERE	Ensemble de récifs coralliens entourant une terre non récifale séparée par un lagon. Dans le cas du banc d'Iris il y a la barrière externe qui donne sur le large et la barrière de récif imbriqué qui se trouve entre le lagon de Mayotte côté sud et le lagon d'Iris côté nord.
RECIF FRANGEANT	Récif corallien formé sur une terre émergée.
LAGON INTERMEDIAIRE 15-30m EPANDAGE DETRITIQUE	Accumulation de matériel détritique sans formation de relief dans le lagon intermédiaire 15-30m.

ANNEXE 1.3 : DEFINITION DES TYPOLOGIES N4 ET N5 (SUITE)

Nom	Définition
LAGON INTERMEDIAIRE 15-30m MASSIFS	Contrairement aux définitions de Battistini et al., 75 et Andrefouet et al., 2008, il a été choisi pour les sites du Geyser et de la Zélée de discriminer les pâtés coralliens, des massifs coralliens par une notion de taille $\pm 1000\text{m}^2$. Les massifs sont des édifices de grandes tailles $> 1000\text{m}^2$ isolés des autres structures coralliennes par de larges bandes de sable. Ces massifs sont situés dans le lagon intermédiaire de 15 à 30 m de profondeur.
LAGON INTERMEDIAIRE 15-30m PATES	Contrairement aux définitions de Battistini et al., 75 et Andrefouet et al., 2008, il a été choisi pour les sites du Geyser et de la Zélée de discriminer les pâtés coralliens, des massifs coralliens par une notion de taille $\pm 1000\text{m}^2$. Les pâtés sont des édifices de petites tailles $< 1000\text{m}^2$ isolés des autres structures coralliennes par de larges bandes de sable. Ces pâtés sont situés dans le lagon intermédiaire de 15 à 30 m de profondeur. Ces édifices sont souvent plus larges que haut.
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m DALLE ARASEE BIODETRITIQUE	La dalle est une formation plane indurée et abrasée du platier récifal sur laquelle des formations organogènes peuvent s'installer et se développer. Elle est souvent recouverte d'éléments détritiques et de quelques pousses de corail isolées. Parfois la dalle est exempte de matériel détritique laissant apparaître la roche nue.
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m EPANDAGE DETRITIQUE	Accumulation de matériel détritique sans formation de relief dans le lagon intermédiaire 20-30m.
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m MASSIFS	Contrairement aux définitions de Battistini et al., 75 et Andrefouet et al., 2008, il a été choisi pour les sites du Geyser et de la Zélée de discriminer les pâtés coralliens, des massifs coralliens par une notion de taille $\pm 1000\text{m}^2$. Les massifs sont des édifices de grandes tailles $> 1000\text{m}^2$ isolés des autres structures coralliennes par de larges bandes de sable. Ces massifs sont situés dans le lagon intermédiaire de 20 à 30 m de profondeur.
LAGON INTERMEDIAIRE 20 30m PATES	Contrairement aux définitions de Battistini et al., 75 et Andrefouet et al., 2008, il a été choisi pour les sites du Geyser et de la Zélée de discriminer les pâtés coralliens, des massifs coralliens par une notion de taille $\pm 1000\text{m}^2$. Les pâtés sont des édifices de petites tailles $< 1000\text{m}^2$ isolés des autres structures coralliennes par de larges bandes de sable. Ces pâtés sont situés dans le lagon intermédiaire de 20 à 30 m de profondeur. Ces édifices sont souvent plus larges que haut.
LAGON PEU PROFOND 5-15m EPANDAGE DETRITIQUE	Accumulation de matériel détritique sans formation de relief dans le lagon peu profond 5-15m.
LAGON PEU PROFOND 5-15m MASSIFS	Contrairement aux définitions de Battistini et al., 75 et Andrefouet et al., 2008, il a été choisi pour les sites du Geyser et de la Zélée de discriminer les pâtés coralliens, des massifs coralliens par une notion de taille $\pm 1000\text{m}^2$. Les massifs sont des édifices de grandes tailles $> 1000\text{m}^2$ isolés des autres structures coralliennes par de larges bandes de sable. Ces massifs sont situés dans le lagon peu profond de 5 à 15 m de profondeur.
LAGON PEU PROFOND 5-15m PATES	Contrairement aux définitions de Battistini et al., 75 et Andrefouet et al., 2008, il a été choisi pour les sites du Geyser et de la Zélée de discriminer les pâtés coralliens, des massifs coralliens par une notion de taille $\pm 1000\text{m}^2$. Les pâtés sont des édifices de petites tailles $< 1000\text{m}^2$ isolés des autres structures coralliennes par de larges bandes de sable. Ces pâtés sont situés dans le lagon peu profond de 5 à 15 m de profondeur. Ces édifices sont souvent plus larges que hauts.

ANNEXE 1.3 : DEFINITION DES TYPOLOGIES N4 ET N5 (SUITE)

Nom	Définition
LAGON PROFOND A ALGUERAIE EPANDAGE DETRITIQUE	Dans la zone lagonaire profonde, la présence d'une algue calcaire recouvre plus de 40 % de la surface totale du lagon profond. A l'intérieur de cette zone à algueraie, les surfaces non colonisées par les algues sont recouvertes de substrat sableux.
LAGON PROFOND A ALGUERAIE MASSIFS	Des massifs profonds sont présents dans la zone à algueraie. Ils se situent à plus de 30m de profondeur. La surface des massifs de plus de 1000 m ² les distingue des pâtés profonds.
LAGON PROFOND A ALGUERAIE PATES	Des pâtés profonds sont présents dans la zone à algueraie. Ils se situent à plus de 30m de profondeur. La surface des pâtés inférieurs à 1000 m ² les distingue des massifs profonds.
LAGON PROFOND ALGUERAIE	Les zones à algueraie sont caractérisées par l'association d'algues sur substrat sableux du genre <i>Halimeda</i> .
LAGON PROFOND EPANDAGE DETRITIQUE	Le lagon profond est situé au-delà de 30 m de profondeur, il est constitué de sédiment meuble à granulométrie variable.
LAGON PROFOND MASSIFS	Les massifs de lagon (+ de 1000 m ²) sont de grande taille et isolés par des grandes étendues sableuses.
LAGON PROFOND PATES	Les pâtés de lagon (- de 1000 m ²) sont de plus petites taille et isolés par des grandes étendues sableuses.
PASSE DALLE	La passe est composée d'une entaille incomplète laissant apparaître une plateforme érodée alternant le substrat sableux et quelques colonies coralliennes.
PASSE EPANDAGE DETRITIQUE	Accumulation de matériel détritique dans la passe.
PASSE MASSIFS	Constructions coralliennes de plus de 1000m ² à l'intérieur de la passe.
PASSE MASSIFS FORT RECOUVREMENT CORALLIEN	Ces massifs sont caractérisés par un très fort recouvrement corallien en bon état de santé à l'intérieur d'une passe.
PENTE EXTERNE CONSTRUCTIONS CORALLIENNES EPANDAGE DETRITIQUE	L'extérieur du banc de la Zélée est caractérisé par une pente externe alternant constructions coralliennes et zone sableuse. La profondeur ne permettant pas de caractériser les massifs il a été choisi de regrouper ces deux communautés ensemble.
PENTE EXTERNE EPANDAGE DETRITIQUE	Accumulation de matériel détritique au niveau de la pente externe.
PENTE EXTERNE EPERONS SILLONS	Complexe morphologique de la partie supérieure de la pente externe constitué de crêtes ou éperons alignés plus ou moins perpendiculairement au front du récif et alternant avec des sillons de sédiments biodétritique.
PENTE EXTERNE MASSIFS	Structure émergente de plus de 1000m ² au niveau de la pente externe.
PENTE EXTERNE PATES	Structure émergente d'une surface inférieure à 1000m ² au niveau de la pente externe.
PENTE EXTERNE TOMBANT	Pente subverticale ou surplombante située à des profondeurs variables au niveau de la pente externe.
PENTE INTERNE COLONIE CORALLIENNE	Pente interne composée de constructions coralliennes vivantes et mortes à couverture corallienne moyenne.
PENTE INTERNE EPANDAGE DETRITIQUE	Pente interne composée de matériel détritique.

ANNEXE 1.3 : DEFINITION DES TYPOLOGIES N4 ET N5 (SUITE)

Nom	Définition
PENTE INTERNE EPERONS SILLONS	Eperons alignés plus ou moins perpendiculairement au platier récifal et alternant avec des sillons de sédiment biodétritiques. Ces complexes morphologiques se différencient de leurs analogues de la pente externe par un développement et une profondeur moindre.
PENTE INTERNE HERBIER	Présence de patchs de phanérogames marines sur substrat sableux au niveau de la pente interne.
PENTE INTERNE MASSIFS	Structure émergente de plus de 1000m ² au niveau de la pente interne.
PLATIER EMMERGE	Plateforme subhorizontale terminant vers le haut un édifice récifal dont la partie sommitale affleure ou dépasse le niveau de la mer.
PLATIER EMMERGE CUVETTE EPANDAGE DETRITIQUE	Petite dépression dans le platier émergé composée de matériel détritique.
PLATIER INFRATIDAL ALIGNEMENTS TRANSVERSAUX COLONIES CORALLIENNE	Petites colonies coralliennes éparses présentes sur les alignements transversaux du platier infratidal.
PLATIER INFRATIDAL COLONIE CORALLIENNE	Petites colonies coralliennes éparses à couverture corallienne présentes sur le platier entre 10 et 20 m de profondeur.
PLATIER INFRATIDAL COLONIE CORALLIENNE DENSE	Constructions coralliennes importantes présentes sur le platier infratidal.
PLATIER INFRATIDAL CUVETTE EPANDAGE DETRITIQUE	Petite dépression dans le platier infratidal composée de matériel détritique.
PLATIER INFRATIDAL CUVETTE HERBIER	Petite dépression dans le platier infratidal composée des phanérogames marines.
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE EPANDAGE DETRITIQUE	Plateforme très érodée recouverte en majorité par du matériel détritique.
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE HERBIER	Plateforme très érodée recouverte en majorité par des phanérogames marines.
PLATIER INFRATIDAL ENNOYE MASSIFS	Plateforme très érodée avec présence de massifs coralliens.
PLATIER INFRATIDAL EPANDAGE DETRITIQUE COLONIES CORALLIENNES PEU DENSES	Dominance des zones sableuses et petites pousses de corail sur un platier détritique très exposé à la houle et situé à très faible profondeur.
PLATIER INFRATIDAL EPERONS SILLONS	Alignements transversaux perpendiculaires au platier récifal alternant colonies coralliennes et sable. Cette partie du récif est plus érodée que le reste du platier du fait de l'exposition à la houle et au courant.
PLATIER INFRATIDAL FORTE COUVERTURE CORALLIENNE	Partie du platier récifal présentant une forte couverture corallienne vivante.
PLATIER INFRATIDAL HERBIER	Zone à phanérogame marine dense sur le platier récifal.
PLATIER INFRATIDAL MASSIFS	Structure émergente de plus de 1000m ² sur le platier récifal.
PLATIER INFRATIDAL PATES	Structure émergente inférieure à 1000m ² sur le platier récifal.
PLATIER INFRATIDAL PETITS ALIGNEMENTS TRANSVERSAUX ET EPANDAGE DETRITIQUE	Dominance des zones sableuses et petites pousses de corail sur un platier détritique très exposé à la houle et à très faible profondeur. L'exposition à la houle et au courant façonne le platier par des petits alignements sableux perpendiculaires au platier.

ANNEXE 1.3 : DEFINITION DES TYPOLOGIES N4 ET N5 (SUITE)

Nom	Définition
PLATIER INFRATIDAL PROFOND COLONIE CORALLIENNE	Constructions coralliennes éparses vivantes ou mortes à recouvrement variable sur le platier profond entre 15 et 30 m de fond.
PLATIER INFRATIDAL PROFOND COLONIE CORALLIENNE DENSE	Constructions coralliennes vivantes à fort recouvrement sur le platier entre 15 et 30 m de profondeur.
PLATIER INFRATIDAL PROFOND DALLE ET COLONIES CORALLIENNES	Platier profond dominé par une plateforme érodée et recouverte de quelques constructions coralliennes éparses.
PLATIER INFRATIDAL PROFOND EPANDAGE DETRITIQUE	Zone de matériel détritique sur le platier.
PENTE EXTERNE PATEFORME RAINUREE	Gros massif profond de pente externe en forme de sillons. Le courant et la houle semblent avoir une influence dans cette zone.

ANNEXE 1.4 : CLASSIFICATION DES STATIONS DANS LES TYPOLOGIES D'HABITAT N4 ET N5

Résultat de succès de classification de station dans leur typologie respective par des analyses discriminantes linéaires basées sur des pourcentages de recouvrements du substrat. Sont représentés les pourcentages de classification correcte de stations dans leur typologie respective pour un niveau d'habitat N4 (A) et d'habitat N5 (B) et ceci pour quatre niveaux de précision des pourcentages de recouvrement.

A	Vidéo abiotique	Vidéo biotique	Vidéo biotique précis	Vidéo biotique très précis
LAGON_INTERMEDIAIRE_15-30m	48.62	52.38	58.10	65.71
LAGON_INTERMEDIAIRE_20_30m	0.00	11.36	22.73	26.19
LAGON_PEU_PROFOND_5-15m	13.04	17.39	17.39	34.78
LAGON_PROFOND	67.69	63.49	50.79	52.38
PASSE	0.00	11.76	17.65	35.29
PENTE_EXTERNE	32.41	28.97	42.06	51.40
PENTE_INTERNE	3.77	15.09	39.62	46.15
PLATIER_EMERGE	64.71	70.59	70.59	64.71
PLATIER_INFRATIDAL	72.83	59.56	56.83	62.30
PLATIER_INFRATIDAL/ALIGNEMENTS_TRANSVERSAUX	0.00	42.86	71.43	85.71
PLATIER_INFRATIDAL_ENNOYE	9.09	3.03	24.24	24.24
PLATIER_INFRATIDAL_PROFOND	4.11	50.00	47.22	51.39

B	Vidéo abiotique	Vidéo biotique	Vidéo biotique précis	Vidéo biotique très précis
LAGON_INTERMEDIAIRE_15-30m_EPANDAGE_DETRITIQUE	17.39	27.27	50.00	50.00
LAGON_INTERMEDIAIRE_15-30m_MASSIFS	69.01	55.71	57.14	68.57
LAGON_INTERMEDIAIRE_15-30m_PATES	0.00	7.69	0.00	7.69
LAGON_INTERMEDIAIRE_20_30m_DALLE_ARASEE_BIODETRITIQUE	0.00	16.67	50.00	50.00
LAGON_INTERMEDIAIRE_20_30m_EPANDAGE_DETRITIQUE	0.00	0.00	20.00	25.00
LAGON_INTERMEDIAIRE_20_30m_MASSIFS	3.70	25.93	22.22	34.62
LAGON_INTERMEDIAIRE_20_30m_PATES	0.00	0.00	33.33	33.33
LAGON_PEU_PROFOND_5-15m_EPANDAGE_DETRITIQUE	50.00	75.00	25.00	25.00
LAGON_PEU_PROFOND_5-15m_MASSIFS	11.76	23.53	41.18	47.06
LAGON_PEU_PROFOND_5-15m_PATES	100.00	100.00	100.00	100.00
LAGON_PROFOND_A_ALGUERAIE_EPANDAGE_DETRITIQUE	0.00	100.00	100.00	100.00
LAGON_PROFOND_A_ALGUERAIE_MASSIFS	0.00	0.00	100.00	100.00
LAGON_PROFOND_A_ALGUERAIE_PATES	50.00	50.00	100.00	50.00
LAGON_PROFOND_ALGUERAIE	100.00	90.00	90.00	90.00
LAGON_PROFOND_EPANDAGE_DETRITIQUE	57.14	58.33	58.33	66.67

Annexes

LAGON_PROFOND_MASSIFS	7.69	23.08	15.38	23.08
LAGON_PROFOND_PATES	14.29	7.14	14.29	14.29
PASSE_DALLE	0.00	0.00	100.00	100.00
PASSE_EPANDAGE_DETRITIQUE	0.00	100.00	50.00	100.00
PASSE_MASSIFS	0.00	11.11	22.22	33.33
PASSE_MASSIFS_FORT_RECOUVREMENT_CORALLIEN	0.00	60.00	40.00	60.00
PENTE_EXTERNE_CONSTRUCTIONS_CORALLIENNES_EPANDA GE_DETRITIQUE	16.67	33.33	50.00	50.00
PENTE_EXTERNE_EPANDAGE_DETRITIQUE	7.69	15.38	23.08	23.08
PENTE_EXTERNE_EPERONS_SILLONS	8.33	16.67	30.56	38.89
PENTE_EXTERNE_MASSIFS	22.58	22.58	22.58	25.81
PENTE_EXTERNE_PATES	0.00	100.00	100.00	100.00
PENTE_EXTERNE_TOMBANT	38.10	30.00	40.00	40.00
PENTE_INTERNE_COLONIE_CORALLIENNE	0.00	75.00	75.00	62.50
PENTE_INTERNE_EPANDAGE_DETRITIQUE	20.00	20.00	20.00	20.00
PENTE_INTERNE_EPERONS_SILLONS	16.00	32.00	44.00	36.00
PENTE_INTERNE_HERBIER	0.00	100.00	50.00	50.00
PENTE_INTERNE_MASSIFS	0.00	0.00	38.46	41.67
PLATIER_EMERGE	73.33	73.33	73.33	66.67
PLATIER_EMERGE_CUVETTE_EPANDAGE_DETRITIQUE	0.00	100.00	100.00	50.00
PLATIER_INFRATIDAL_COLONIE_CORALLIENNE	20.00	37.78	35.56	51.11
PLATIER_INFRATIDAL_COLONIE_CORALLIENNE_DENSE	0.00	0.00	100.00	100.00
PLATIER_INFRATIDAL_CUVETTE_EPANDAGE_DETRITIQUE	0.00	0.00	0.00	0.00
PLATIER_INFRATIDAL_CUVETTE_HERBIER	16.67	50.00	66.67	66.67
PLATIER_INFRATIDAL_ENNOYE_EPANDAGE_DETRITIQUE	0.00	37.50	25.00	25.00
PLATIER_INFRATIDAL_ENNOYE_HERBIER	21.43	14.29	14.29	14.29
PLATIER_INFRATIDAL_ENNOYE_MASSIFS	0.00	9.09	9.09	27.27
PLATIER_INFRATIDAL_EPANDAGE_DETRITIQUE_COLONIES_C ORALLIENNES	34.78	43.48	34.78	43.48
PLATIER_INFRATIDAL_EPERONS_SILLONS	6.25	37.50	37.50	43.75
PLATIER_INFRATIDAL_FORTE_COUVERTURE_CORALLIENNE	0.00	17.65	23.53	23.53
PLATIER_INFRATIDAL_HERBIER	70.59	85.29	77.94	77.94
PLATIER_INFRATIDAL_MASSIFS	0.00	0.00	0.00	100.00
PLATIER_INFRATIDAL_PATES	0.00	0.00	0.00	100.00
PLATIER_INFRATIDAL_PETITS_ALIGNEMENTS_TRANSVERSAU X_ET_EPANDA	30.00	70.00	80.00	80.00
PLATIER_INFRATIDAL_PROFOND_ALIGNEMENTS_TRANSVERS AUX_COLONIES	0.00	0.00	0.00	16.67
PLATIER_INFRATIDAL_PROFOND_COLONIE_CORALLIENNE_DE NSE	0.00	43.33	50.00	70.00
PLATIER_INFRATIDAL_PROFOND_DALLE_ET_COLONIES_CORA LLIENNES	21.74	47.83	47.83	65.22
PLATIER_INFRATIDAL_PROFOND_EPANDAGE_DETRITIQUE	0.00	0.00	0.00	0.00
PLATIER_INFRATIDAL_PROFOND_FORTE_COUVERTURE_COR ALLIENNE	0.00	42.86	42.86	57.14
PLATIER_INFRATIDAL_PROFOND_HERBIER	0.00	100.00	100.00	100.00

ANNEXE 2 : PARTIE ANALYSES FONCTIONNELLES (§ 3.3.4)

ANNEXE 2.1 : TRAITS FONCTIONNELS, CHOIX D'UN ESPACE FONCTIONNEL ET D'INDICES FONCTIONNELS POUR UNE ETUDE D'ÉCOLOGIE.

Toutes les espèces de poissons n'ont pas un rôle égal dans l'écosystème corallien. Certaines, comme le poisson perroquet (Scaridae) érode le corail, d'autres comme certains poissons papillons (Chaetodontidae) contrôlent la croissance de turf, d'autres encore qui sont prédateurs contrôlent la taille des populations localement sur le récif comme certains mérus (Serranidae) ou à l'échelle du récif entier comme le barracuda (Sphyraenidae). Tenir compte et quantifier ces différentes fonctions dans la structure d'un écosystème est possible, mais requiert plusieurs étapes. Une première étape est de quantifier les abondances de poissons par espèce pour avoir une idée de la structure des peuplements. Une seconde étape est de construire une sorte de carte fonctionnelle (espace fonctionnel) des peuplements d'une région pour estimer la position écologique (niche) de chacune des espèces dans l'écosystème. Enfin, en combinant ces deux jeux de données, il est possible de calculer divers indices qui permettront de décrire la distribution des densités des espèces sur cette carte fonctionnelle en d'autre terme la structure fonctionnelle des assemblages. Concrètement, ce genre de métrique a permis dans le cadre de ce projet de montrer que les massifs coralliens de l'Iris comportent plus d'espèces spécialistes (grand prédateurs) que les récifs barrières qui sont plus peuplés d'espèces généralistes avec toutefois, 75% de similarité fonctionnelle entre ces deux habitats (cf. Annexe 4 pour le rapport de master de Cyrielle Jac).

1. Construction de l'espace fonctionnel

L'écologie fonctionnelle est basée sur l'utilisation des traits fonctionnels qui sont définis comme des attributs biologiques influençant le fonctionnement d'un organisme (Violle *et al.*, 2007). Ces traits peuvent être mesurés comme le type d'aliment consommé ou la forme de la nageoire caudale comme proxy respectif de régime alimentaire ou de capacité natatoire. Bien que les traits écologiques pour beaucoup d'espèces soient plus ou moins connus et peuvent être synthétisés par une recherche bibliographique, ces données sont souvent des données moyennes pour des espèces dans un écosystème lointain du site d'étude. De plus les traits écologiques d'une espèce peuvent changer selon les conditions environnementales. Par exemple, dans l'ouest de l'océan Indien, le thon jaune peut osciller entre un régime presque exclusivement piscivore et un régime plutôt carnivore, selon les types de proies disponibles (Jacquemet *et al.*, 2011). Par conséquent le choix de ces traits pour construire un espace fonctionnel robuste et informatif est extrêmement important sous peine de n'obtenir qu'une part de l'information fonctionnelle d'un écosystème ou pire d'informations contradictoires. Pour ces raisons dans ce projet nous avons initié la synthèse et la mesure de différents types de traits pour construire différents espaces fonctionnels et ainsi, à l'aide de simulations, choisir l'espace le plus robuste et informatif. En revanche en

raison de la difficulté de recueillir les données de traits fonctionnels, nous utiliserons l'espace aux données les plus complètes (données écologiques) pour l'analyse des assemblages de Geysier et Iris en étant conscient des biais décrits dans l'analyse de choix de l'espace.

2. Choix des traits

Trois types d'espaces ont été étudiés, le premier morphologique, le deuxième biomécanique, et le troisième écologique. Pour le premier, les données morphologiques ont été acquises et l'espace fonctionnel construit de la même façon que dans l'étude de Claverie & Wainwright (2014). Pour les traits biomécaniques, les traits collectés sont résumés dans le tableau A2.1 A et pour les traits écologiques les traits sont résumés dans le tableau A2.1 B. Plus de détails sont disponibles sur le développement de ces traits dans le rapport de master de Paul Adami en Annexe 5.

Tableau A2.1 : L'espace fonctionnel biomécanique (A) est constitué de 18 traits numériques (17) et catégoriels (1) résumant des fonctions physiologiques, locomotrices, nutritionnelles et de vision. L'espace fonctionnel écologique (B) est constitué de 6 traits, dont les réponses catégorielles sont représentées dans la deuxième colonne.

A

Trait biomécaniques	Types de traits
Morphologie générale (proxy de contrainte physiologique)	<ul style="list-style-type: none"> • Taille de l'animal en cm • Masse de l'animal en g • Ratio de longueur tête-corps
Locomotion	<ul style="list-style-type: none"> • Elongation du corps • Capacité de modulation de la forme de la caudale • Angle d'insertion des nageoires pectorales • Ratio bord d'attaque/surface des nageoires pectorales • Ratio bord d'attaque/surface de la nageoire caudale
Nutrition	<ul style="list-style-type: none"> • Indice de succion • Avantage mécanique de morsure • Masse du muscle abducteur de mâchoire • Ouverture maximale de la bouche • Taille des branchiospines • Densité des branchiospines • Type de dents
Vision	<ul style="list-style-type: none"> • Proxy de l'ouverture optique • Forme de l'Iris • Diamètre de l'œil

B

Trait fonctionnel	Valeur des traits
Taille en cm	S1 : 0-7 cm S2 : 7,1- 15 cm S3 : 15,1-30 cm S4 : 30,1- 50 cm S5 : 50,1-80 cm S6 : + 80 cm
Régime alimentaire	HD : herbivores-détritivores HM : herbivores de macroalgues IS : invertivores sessiles IM : invertivores mobiles PK : planctonivores FC : piscivores OM : omnivores
Position dans la colonne d'eau	- Benthique - Benthopélagique - Pélagique
Grégarisme	- Solitaire - Paire - Petit groupe (3-30 individus) - Groupe moyen (20-50 individus) - Grand groupe (+50 individus)
Mobilité	- Sédentaire - Mobile dans un récif - Mobile entre des récifs
Période d'activité	- Diurne - Diurne et nocturne - Nocturne

3. Choix des métriques de diversités

Les indices permettant d'analyser la structure fonctionnelle des assemblages sont résumés dans le Tableau 14 du chapitre 3.3.4.1.

4. Simulations

Un assemblage de départ a été construit en prenant l'abondance maximale trouvée dans l'ensemble des comptages UVC pour chacune des espèces. De cet assemblage, 10 répliquas ont été constitués en faisant varier la densité de chaque espèce de façon gaussienne et avec une variance de 0.04. Ensuite, selon le type d'impact, chacune des espèces a reçu un score entre 0 et 1 selon leur sensibilité à l'impact (0 pas sensible, 1 très

sensible). Ces valeurs n'ont bien sûr aucune base empirique, mais ont juste le mérite d'orienter la dégradation des assemblages dans le but unique de comparer les trois espaces fonctionnels proposés. Enfin, chacun de ces assemblages ont été progressivement dégradés par étapes de 10% de niveaux de dégradation pour arriver à 100% de dégradation où les espèces très sensibles (aillant un score de 1) disparaissent. Six types de dégradations ont été simulés de la façon suivante :

Surpêche : les espèces piscivores de taille supérieure à 80cm avaient une sensibilité de 1, les piscivores supérieurs à 50cm une sensibilité de 0.9, tous les poissons supérieurs à 80cm une sensibilité de 0.8, tous les poissons supérieurs à 50cm une sensibilité de 0.7 et tous les piscivores supérieurs à 30cm une sensibilité de 0.4.

Blanchissement de corail : toutes les espèces corallivores ont une sensibilité de 1 (voué à disparaître) et les herbivores et détritivores/herbivores une sensibilité de -1 (voué à doubler leur densités).

Suppression de redondance fonctionnelle : pour les espèces qui avaient des traits écologiques similaires toutes sauf une (choisie aléatoirement) ont une sensibilité de 1.

Disparition des espèces abondantes : les espèces ayant une densité supérieure à 2 ind./100m² ont une sensibilité de 1.

Disparition des espèces rares : les espèces ayant une densité inférieure à 1 ind./100m² ont une sensibilité de 1.

Pour chacun de ces 110 assemblages simulés (par type d'impact), les indices de diversité fonctionnelle ont été calculés en utilisant les trois espaces fonctionnels différents, et la variation de ces derniers au cours des dégradations a été testée à l'aide d'ANOVA.

Pour juger de la qualité des espaces fonctionnels, il n'existe encore aucune méthodologie statistique pour réaliser ce genre de comparaison, car la qualité d'un espace fonctionnel reste subjective. Par conséquent, pour demeurer relativement impartial, des prédictions sur la variation des indices fonctionnels selon le type de dégradation des assemblages ont été réalisées sur la base d'intuition écologique. Puis, la variation de ces indices selon le type d'espace fonctionnel et le type de dégradation d'assemblage a été mesurée. Finalement, un décompte du nombre de variations qui correspondaient aux prédictions a été réalisé pour juger de la qualité des différents espaces fonctionnels.

5. Résultats

Les résultats ont montré qu'aucun des trois espaces fonctionnels n'est parfait (selon notre méthodologie), mais il semble que l'espace basé sur des métriques biomécaniques réagit mieux à des variations écologiques (Tableau A2.2).

Tableau A2.2 : Résultats des tendances de variation des indices de diversité fonctionnelle selon le type de dégradation pour 3 types d'espaces fonctionnels. Les symboles marqués ↗ indiquent une augmentation de la valeur de l'indice, ↘ une diminution de la valeur de l'indice, ou = pour une constance de l'indice (≈ indique que la constance n'est pas parfaite et un symbole supplémentaire indique les variations très légères de l'indice). * signifie qu'il y a une différence significative entre l'assemblage original et l'assemblage dégradé. Les symboles colorés en rouge indiquent les écarts aux prédictions.

Type de dégradation simulé	Indices	variation anticipé de la métrique	variations avec espace morphologique	variation avec espace biomécanique	variation avec espace écologique
Surpêche	FRic	↘	↘ *	↘ *	↘ *
	FDiv	↘	↗ *	↗ *	↗ *
	FDis	↘	↗	↗ *	↗ *
	FEve	↘ ou =	↘ *	↘ *	↘ *
	FSpe	↘	↗ *	=	=
	FOri	↘	↘	↘ *	↗ *
Blanchissement corallien	FRic	↘ ou =	↘	↘	↘
	FDiv	↘	↗ *	↘ *	=
	FDis	↘	↗	≈ (↗)	=
	FEve	↘ ou =	↘ *	≈ (↗↘)	↘ *
	FSpe	↘	↗	=	=
	FOri	↘	=	=	=
Suppression de redondance fonctionnelle	FRic	↘	↘	↘	↘
	FDiv	↘	↗ *	↘	=
	FDis	↘	=	↘	=
	FEve	↗	↘ *	↘ *	↘ *
	FSpe	↘	=	↘	=
	FOri	↘	=	=	↗
Disparition des espèces abondantes	FRic	=	↘	↘ *	↘ *
	FDiv	↗	↗ *	↗ *	↗ *
	FDis	↗	↗ *	↗ *	↗ *
	FEve	↗	↗ *	↗ *	↗ *
	FSpe	↗	↗ *	↗ *	↗ *
	FOri	↘	↗ *	↗ *	↘ *
Disparition des espèces rares	FRic	=	↘	↘ *	↘
	FDiv	↘	↗ *	↘ *	↗
	FDis	↘	↗ *	↗ *	↗ *
	FEve	↗	↘ puis ↗ *	↘ puis ↗ *	↘ puis ↗ *
	FSpe	↘	=	=	=
	FOri	↘	=	=	=
total de bonnes réponses			16	21	16
total de mauvaises réponses			14	9	14

En revanche, les données fonctionnelles (complètes avec répétitions) pour ce type d'espace ne sont disponibles que pour 41 espèces (issues de 128 spécimens), malgré les efforts de ce projet (une moyenne de 70 mesures par poisson pour quantifier 29 traits et ainsi identifier 9 axes fonctionnels). Concernant les données morphologiques, ces même 41 espèces sont disponibles, mais potentiellement presque 3000 espèces pourraient être utilisées dans cette étude basée sur une photothèque de John E. Randall (Claverie & Wainwright, 2014). Finalement, pour les données écologiques, les traits écologiques sont disponibles pour plus de 580 espèces, dont plus de 300 qui correspondent à cette étude (Mouillot *et al.*, 2014). Par conséquent, en attendant de compléter le jeu de données pour l'espace biomécanique, et au vu des résultats de la présente évaluation, l'espace fonctionnel basé sur les traits écologiques, semble plus pertinent que celui basé sur la morphologie, bien que classés au même niveau selon notre méthodologie. Pour la suite de ce projet, nous utiliserons donc l'espace fonctionnel basé sur les traits écologiques. En effet, il semble plus pertinent d'utiliser un espace avec quelques imprécisions, mais proposant une fonction à plus de 70% des espèces de l'étude, qu'un espace plus performant, mais ne permettant la caractérisation de la fonction que de 10% de l'assemblage.

Références

- Claverie, T. & Wainwright, P. C. (2014). A Morphospace for Reef Fishes: Elongation Is the Dominant Axis of Body Shape Evolution. *PLoS One* 9: e112732.
- Jacquemet, S., Potier, M. & Ménard, F. (2011). Do drifting and anchored fish aggregating devices (FADs) similarly influence tuna feeding habits? A case study from the western Indian Ocean. *Fish. Res.* 107: 283-290.
- Mouillot, D., Vileger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-Gonzalez, J. E., Bender, M., Chabanet, P., Floeter, S. R., Friedlander, A., Vigliola, L. & Bellwood, D. R. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111: 13757-13762.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882-892.

ANNEXE 3 : PARTIE ANALYSES HALIEUTIQUES (§ 3.3.5)

ANNEXE 3.1 : SYNTHÈSE DES VALEURS MOYENNES ET DE DISPERSION DES DENSITÉS EN UVC (BELT POISSON) SUR LE BANC DU GEYSER (ESPÈCES D'INTÉRÊT HALIEUTIQUE DONT TAILLE MAXIMALE > 18 CM).

SITE_METHODE	GEOMORPHOLOGIE N5 (terminologie cartographique)	SURFACE (m ²)	GEO. N4 (simplification)	GEO.N5 (simplification)	NOMBRE STATIONS	DENSITE MOYENNE (ind./100m ²)	ECART-TYPE	ERREUR STANDARD	COEFFICIENT VARIATION (%)
GEYSER_UVC	Lagon intermediaire 15-30m Massifs	6670308	Lagon intermediaire	Massifs	3	148	75.04	43.32	50.71
	Lagon intermediaire 15-30m Pates	3071216		Pates	1	174	NA	NA	NA
	Lagon peu profond 5-15m à Massifs	3231212	Lagon peu profond	Massifs	2	179	127.46	90.13	71.08
	Lagon profond Massifs	761417	Lagon profond	Massifs	3	261	140.62	81.18	53.96
	Passe à Massifs	256547	Passe	Massifs	1	122	NA	NA	NA
	Passe à Massifs à Fort Recouvrement Corallien	99353							
	Pente externe à Eperons Sillons	1877132	Pente externe	Eperons Sillons	7	151	30.48	11.52	20.25
	Pente externe Massifs	1998535		Massifs	2	108	126.15	89.20	116.95
	Pente interne Colonies coralliennes	1092189	Pente interne	Colonies coralliennes	2	116	19.16	13.55	16.54
	Pente interne à Sillons eperons	2719935		Eperons Sillons	1	51	NA	NA	NA
	Platier emmerge	7574258	Platier emmerge	Platier emmerge	1	49	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoye à Epannage detritique	3935340	Platier infratidal ennoye	Epannage detritique	2	35	29.56	20.90	84.20
	Platier infratidal ennoye à Pates	39326		Pates	1	118	NA	NA	NA
	Platier infratidal profond à Alignements transversaux Colonies corallienne	2022629	Platier infratidal profond	Alignements transversaux Colonies coralliennes	2	76	19.70	13.93	25.90
	Platier infratidal profond à Colonies corallienne dense	4287145		Colonies coralliennes	1	233	NA	NA	NA
	Platier infratidal profond à Fort recouvrement corallien	395441							
	Platier infratidal à Colonies coralliennes	12156965	Platier infratidal	Colonies coralliennes	1	19	NA	NA	NA
	Platier infratidal à Forte couverture corallienne	903650		Herbier	2	50	29.39	20.78	59.12
	Platier infratidal à Herbier	1630697		Pates	1	97	NA	NA	NA
	Platier infratidal à Pates	86900							
Platier infratidal à Petits alignements transversaux et epannage detritique	4248804	Alignements transversaux Epannage detritique		2	26	16.47	11.65	63.73	

Annexes

ANNEXE 3.2 : SYNTHÈSE DES VALEURS MOYENNES ET DE DISPERSION DES DENSITÉS EN SVR (STATION VIDEO ROTATIVES) SUR LE BANC DU GEYSER GEYSER (ESPÈCES D'INTÉRÊT HALIÉUTIQUE DONT TAILLE MAXIMALE > 18 CM).

SITE_METHODE	GEOMORPHOLOGIE N5 (terminologie cartographique)	SURFACE (m ²)	GEO. N4 (simplification)	GEO.N5 (simplification)	NOMBRE STATIONS	DENSITE MOYENNE (Ind./100m ²)	ECART-TYPE	ERREUR STANDARD	COEFFICIENT VARIATION (%)
GEYSER_SVR	Lagon intermediaire 15-30m à Epandage detritique	40138986	Lagon intermediaire	Epandage detritique	24	58	74.14	15.13	128.12
	Lagon intermediaire 15-30m à Massifs	6670308		Massifs	41	114	96.07	15.00	84.25
	Lagon intermediaire 15-30m Pates	3071216		Pates	6	115	139.20	56.83	121.56
	Lagon peu profond 5-15m Epandage detritique	5316349	Lagon peu profond	Epandage detritique	1	42	NA	NA	NA
	Lagon peu profond 5-15m à Massifs	3231212		Massifs	4	120	38.38	19.19	31.87
	Lagon profond à Algueraie	68732626	Lagon profond	Algueraie	4	3	1.98	0.99	62.06
	Lagon profond à Epandage detritique	76313698		Epandage detritique	2	51	31.21	22.07	61.28
	Lagon profond à Massifs	761417		Massifs	17	213	146.49	35.53	68.63
	Lagon profond à Pates	2880260		Pates	1	606	NA	NA	NA
	Passe à Massifs	256547	Passe	Massifs	2	85	37.51	26.53	44.08
	Passe Massifs à Fort Recouvrement Corallien	99353							
	Pente externe à Epandage detritique	9019344	Pente externe	Epandage detritique	17	136	149.39	36.23	109.69
	Pente externe à Eperons Sillons	1877132		Eperons Sillons	19	111	94.91	21.77	85.34
	Pente externe à Massifs	1998535		Massifs	7	66	19.35	7.31	29.32
	Pente interne à Colonies coralliennes	1092189	Pente interne	Colonies coralliennes	4	122	118.42	59.21	97.31
	Pente interne à Sillons eperons	2719935		Eperons Sillons	6	100	68.62	28.01	68.55
	Platier emerge	7574258	Platier emerge	Platier emerge	1	182	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoye à Epandage detritique	3935340	Platier infratidal ennoye	Epandage detritique	2	17	5.40	3.82	31.04
	Platier infratidal ennoye à Massifs	296867		Massifs	2	302	89.43	63.24	29.64
	Platier infratidal profond à Alignements transversaux Colonies corallienne	2022629	Platier infratidal profond	Alignements transversaux Colonies coralliennes	3	93	22.97	13.26	24.68
	Platier infratidal profond à Colonies corallienne dense	4287145		Colonies coralliennes	6	205	337.16	137.64	164.47
	Platier infratidal profond à Fort recouvrement corallien	395441							
	Platier infratidal à Colonies coralliennes	12156965	Platier infratidal	Colonies coralliennes	36	92	143.60	23.93	155.91
	Platier infratidal à Forte couverture corallienne	903650							
	Platier infratidal à Eperons sillons	1929987		Eperons Sillons	3	47	22.78	13.15	48.65
	Platier infratidal à Herbier	1630697		Herbier	18	51	38.94	9.18	75.76
	Platier infratidal à Massifs	241526		Massifs	1	45	NA	NA	NA
	Platier infratidal à Pates	86900		Pates	1	87	NA	NA	NA
Platier infratidal à Petits alignements transversaux et epandage detritique	4248804	Alignements transversaux Epandage detritique		2	70	33.01	23.34	47.43	

Annexes

ANNEXE 3.3 : SYNTHÈSE DES VALEURS MOYENNES ET DE DISPERSION DES DENSITÉS EN SVR (STATION VIDEO ROTATIVES) SUR LE BANC DE L'IRIS GEYSER (ESPÈCES D'INTÉRÊT HALIÉUTIQUE DONT TAILLE MAXIMALE > 18 CM).

SITE_METHODE	GEOMORPHOLOGIE N5 (terminologie cartographique)	SURFACE (m ²)	GEO. N4 (simplification)	GEO.N5 (simplification)	NOMBRE STATIONS	DENSITE MOYENNE (Ind./100m ²)	ECART-TYPE	ERREUR STANDARD	COEFFICIENT VARIATION (%)
IRIS_SVR	Lagon intermediaire 40 50m à Pates	216363	Lagon intermediaire	Pates	4	54.2	57.84	28.92	106.68
	Lagon profond 50 80m a pinnacle	86652743	Lagon profond	Pinnacle	1	19.9	NA	NA	NA
	Lagon profond 50 80m massifs	610110		Massifs	9	47.9	24.03	8.01	50.15
	Lagon profond 50 80m à Massifs erodes	294392							
	Passe peu profonde à Massifs	82324	Passe	Massifs	1	42.0	NA	NA	NA
	Pente de plateau à Constructions coralliennes	2492863	Pente de plateau	Constructions coralliennes	1	14.4	NA	NA	NA
	Pente de plateau à Epan dage detritique	1196379		Epan dage detritique	1	14.4	NA	NA	NA
	Pente de plateau à Massifs	1521903		Massifs	1	5.9	NA	NA	NA
	Pente externe epan dage detritique	7914643	Pente externe	Epan dage detritique	1	9.3	NA	NA	NA
	Pente externe à Massifs	418264		Massifs	2	27.2	1.20	0.85	4.42
	Pente interne à Epan dage-detritique	12778212	Pente interne	Epan dage detritique	3	48.0	41.12	23.74	102.15
	Pente interne à Massifs	1725963		Massifs	4	53.1	42.82	21.41	80.72
	Pente interne recif barriere à Epan dage detritique	17223925	Pente interne de recif barriere	Epan dage detritique	1	0.6	NA	NA	NA
	Platier ennoye profond à Constructions coralliennes	4796423	Platier ennoye profond	Colonies coralliennes	8	34.5	32.00	11.32	92.81
	Platier ennoye profond à Epan dage detritique	14243160		Epan dage detritique	3	38.9	42.70	24.65	109.75
	Platier infratidal à Colonies coralliennes	12480235	Platier infratidal	Colonies coralliennes	10	19.1	8.35	2.64	43.81
	Platier infratidal à Epan dage detritique	8607925		Epan dage detritique	2	18.7	17.41	12.31	93.21

ANNEXE 3.4 : SYNTHÈSE DES VALEURS MOYENNES ET DE DISPERSION DES DENSITÉS PAR HABITAT DE TYPOLOGIE N5, ET PAR MÉTHODE D'ÉVALUATION, DES FAMILLES CIBLÉES PAR LA PÊCHE SUR LES BANCS DU GEYSER ET DE L'IRIS

ANNEXE 3.4.1 : TABLEAU CARANGIDAE (1)

ANNEXE 3.4.2 : TABLEAU LETHRINIDAE (2)

ANNEXE 3.4.3 : TABLEAU LUTJANIDAE (3)

ANNEXE 3.4.4 : TABLEAU SERRANIDAE (4)

1)	Géomorphologie N4	Géomorphologie N5	N	Densité Moyenne	Ecart-type	Erreur standard	IC 95%Inf	IC 95%Sup
Geyser_SVR_Carangidae	Lagon intermédiaire	Epandage détritique	24	0,45	1,99	0,41	0,00	1,30
		Massifs	41	0,43	0,93	0,14	0,20	0,74
		Pâtés	6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Lagon peu profond	Epandage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Lagon profond	Algueraie	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Epandage détritique	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Massifs	17	3,73	13,47	3,27	0,26	10,50
	Passe	Pâtés	1	0,42	NA	NA	NA	NA
		Massifs	2	0,21	0,30	0,21	0,00	0,42
	Pente externe	Epandage détritique	17	0,88	2,62	0,64	0,07	2,24
		Eperons Sillons	19	5,99	22,26	5,11	0,36	16,25
		Massifs	7	0,09	0,17	0,06	0,00	0,21
	Pente interne	Colonies coralliennes	4	0,68	0,80	0,40	0,00	1,37
		Eperons Sillons	6	0,12	0,19	0,08	0,00	0,26
	Platier émergé	Platier émergé	1	0,00	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal	Alignements transv. Ep. det.	2	0,51	0,12	0,08	0,42	0,59
		Colonies coralliennes	36	2,19	11,28	1,88	0,19	6,00
		Epandage détritique	2	0,21	0,30	0,21	0,00	0,42
		Eperons Sillons	3	0,14	0,25	0,14	0,00	0,42
		Herbier	16	5,01	19,04	4,76	0,11	14,59
		Massifs	1	0,85	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoyé	Pâtés	1	0,85	NA	NA	NA	NA
Epandage détritique		2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Platier infratidal profond	Massifs	2	1,06	1,50	1,06	0,00	2,12	
	Alignements transv. Col. coral.	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Colonies coralliennes	6	0,63	1,15	0,47	0,07	1,62	
Geyser_UVC_Carangidae	Lagon intermédiaire	Massifs	3	2,26	1,18	0,68	0,9	3,07
		Pâtés	1	0,00	NA	NA	NA	NA
Lagon peu profond	Massifs	2	0,07	0,09	0,07	0	0,13	
Lagon profond	Massifs	3	0,27	0,23	0,13	0	0,40	
Passe	Massifs	1	52,4	NA	NA	NA	NA	
Pente externe	Eperons Sillons	7	5,95	7,96	3,01	1,24	11,80	
	Massifs	2	31,45	44,97	31,80	0	63,60	
Pente interne	Colonies	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Annexes

		coralliennes						
		Eperons Sillons	1	0,00	NA	NA	NA	NA
	Platier émergé	Platier émergé	1	0,00	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal	Alignements transv. Ep. det.	2	1,22	1,77	1,25	0	2,50
		Colonies coralliennes	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Herbier	2	0,24	0,05	0,03	0,20	0,27
		Pâtés	1	15,6	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoyé	Epannage détritique	2	3,50	4,81	3,40	0,00	6,80
		Pâtés	1	1,2	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal profond	Alignements transv. Col. coral.	2	3,11	4,31	3,05	0,00	6,10
Colonies coralliennes		1	0,53	NA	NA	NA	NA	
Iris_SVR_Carangidae	Lagon intermédiaire	Pâtés	4	0,11	0,21	0,11	0,00	0,32
	Lagon profond	Massifs	9	0,06	0,14	0,05	0,00	0,17
		Pinacles	1	1,28	NA	NA	NA	NA
	Passe	Massifs	1	0,00	NA	NA	NA	NA
	Pente de plateau	Constructions coralliennes	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Epannage détritique	1	0,42	NA	NA	NA	NA
		Massifs	1	0,42	NA	NA	NA	NA
	Pente externe	Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	2	0,60	0,90	0,64	0,00	1,27
	Pente interne	Epannage détritique	4	0,26	0,32	0,16	0,00	0,53
		Massifs	4	0,59	0,68	0,34	0,00	1,18
	Platier infratidal	Colonies coralliennes	10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Epannage détritique	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Platier infratidal ennoyé	Colonies coralliennes	8	0,47	1,03	0,36	0,00	1,22
		Epannage détritique	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2)	Géomorphologie N4	Géomorphologie N5	N	Densité Moyenne	Ecart-type	Erreur standard	IC 95%Inf	IC 95%Sup
Geyser_SVR_Lethrinidae	Lagon intermédiaire	Epannage détritique	24	1,20	2,04	0,42	0,46	2,05
		Massifs	41	1,27	2,49	0,39	0,66	2,12
		Pâtés	6	2,20	4,35	1,78	0,21	5,80
	Lagon peu profond	Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	4	1,13	1,53	0,77	0,00	2,43
	Lagon profond	Algueraie	4	1,50	1,12	0,56	0,53	2,33
		Epannage détritique	2	1,09	1,50	1,06	0,00	2,12
		Massifs	17	8,51	13,13	3,18	3,38	14,98
	Passe	Pâtés	1	106,95	NA	NA	NA	NA
		Massifs	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pente externe	Epannage détritique	17	3,46	11,85	2,87	0,38	9,42
		Eperons Sillons	19	0,49	0,75	0,17	0,18	0,85
		Massifs	7	2,10	2,43	0,92	0,61	3,88
Pente interne	Colonies coralliennes	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Eperons Sillons	6	0,21	0,23	0,09	0,07	0,35	

Annexes

	Platier émergé	Platier émergé	1	3,06	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal	Alignements transv. Ep. det.	2	2,12	1,20	0,85	1,27	2,97
		Colonies coralliennes	36	2,70	7,64	1,27	0,62	5,68
		Epannage détritique	2	0,44	0,60	0,42	0,00	0,85
		Eperons Sillons	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Herbier	16	2,41	2,54	0,64	1,35	3,69
		Massifs	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Pâtés	1	0,00	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoyé	Epannage détritique	2	0,85	0,60	0,42	0,42	1,27
		Massifs	2	23,36	12,21	8,64	14,85	32,13
	Platier infratidal profond	Alignements transv. Col. coral.	3	0,98	0,65	0,37	0,42	1,70
		Colonies coralliennes	6	3,07	3,45	1,41	0,78	5,98
Geyser_UVC_Lethrinidae	Lagon intermédiaire	Massifs	3	2,72	2,28	1,32	0,50	5,07
		Pâtés	1	4,6	NA	NA	NA	NA
	Lagon peu profond	Massifs	2	5,81	5,94	4,20	1,73	10,13
	Lagon profond	Massifs	3	5,77	7,62	4,40	0,40	14,40
	Passe	Massifs	1	0,4	NA	NA	NA	NA
	Pente externe	Eperons Sillons	7	10,00	18,97	7,17	1,26	24,81
		Massifs	2	0,20	0,09	0,07	0,13	0,27
	Pente interne	Colonies coralliennes	2	1,85	0,35	0,25	1,60	2,10
		Eperons Sillons	1	0,1	NA	NA	NA	NA
	Platier émergé	Platier émergé	1	0,3	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal	Alignements transv. Ep. det.	2	1,54	1,70	1,20	0,30	2,70
		Colonies coralliennes	1	0	NA	NA	NA	NA
		Herbier	2	10,78	4,38	3,1	7,6	13,8
		Pâtés	1	1,1	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoyé	Epannage détritique	2	0	0	0	0	0
		Pâtés	1	30,2	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal profond	Alignements transv. Col. coral.	2	5,41	2,12	1,5	4	7
Colonies coralliennes		1	9,87	NA	NA	NA	NA	
Iris_SVR_Lethrinidae	Lagon intermédiaire	Pâtés	4	0,16	0,25	0,13	0,00	0,40
	Lagon profond	Massifs	9	0,89	1,34	0,45	0,12	1,82
		Pinacles	1	0,32	NA	NA	NA	NA
	Passe	Massifs	1	5,01	NA	NA	NA	NA
	Pente de plateau	Constructions coralliennes	1	0,43	NA	NA	NA	NA
		Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	1	0,00	NA	NA	NA	NA
	Pente externe	Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	2	2,11	0,59	0,42	1,71	2,55
	Pente interne	Epannage détritique	4	0,37	0,74	0,37	0,00	1,11
		Massifs	4	0,11	0,21	0,11	0,00	0,32
	Platier infratidal	Colonies coralliennes	10	0,54	1,53	0,49	0,00	1,55
		Epannage détritique	2	0,27	0,38	0,27	0,00	0,53
Platier infratidal	Colonies	8	1,41	1,93	0,68	0,27	2,89	

Annexes

3)	Géomorphologie N4	Géomorphologie N5	N	Densité Moyenne	Ecart-type	Erreur standard	IC 95%Inf	IC 95%Sup
Geyser_SVR_Lutjanidae	Lagon intermédiaire	Epannage détritique	3	1,41	2,45	1,41	0,00	4,24
		Massifs	41	2,34	2,85	0,45	1,52	3,30
		Pâtés	6	4,60	10,50	4,29	0,07	13,09
	Lagon peu profond	Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	4	10,83	17,21	8,61	1,27	27,59
	Lagon profond	Algueraie	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Epannage détritique	2	0,72	1,02	0,72	0,00	1,44
		Massifs	17	10,15	21,43	5,20	3,29	21,23
	Passe	Algueraie	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Epannage détritique	2	3,06	4,43	3,14	0,00	6,27
		Massifs	2	3,06	4,43	3,14	0,00	6,27
	Pente externe	Epannage détritique	17	2,80	6,79	1,65	0,40	6,39
		Eperons Sillons	19	6,02	18,21	4,18	0,93	14,90
		Massifs	7	1,15	2,18	0,82	0,00	2,76
	Pente interne	Colonies coralliennes	4	0,63	1,01	0,51	0,00	1,59
		Eperons Sillons	6	26,21	63,55	25,95	0,00	77,95
	Platier émergé	Platier émergé	1	133,94	NA	NA	NA	NA
		Alignements transv. Ep. det.	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Platier infratidal	Colonies coralliennes	36	11,67	51,23	8,54	0,26	30,88
		Epannage détritique	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Eperons Sillons	3	0,15	0,25	0,14	0,00	0,42
		Herbier	16	0,59	1,30	0,32	0,13	1,27
		Massifs	1	0,42	NA	NA	NA	NA
		Pâtés	1	0,42	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoyé	Epannage détritique	2	1,04	1,50	1,06	0,00	2,12
		Massifs	2	29,59	38,63	27,31	2,55	57,17
	Platier infratidal profond	Alignements transv. Col. coral.	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Colonies coralliennes	6	3,35	3,24	1,32	1,20	5,80
Lagon intermédiaire	Massifs	3	2,41	1,15	0,67	1,30	3,60	
	Pâtés	1	2,8	NA	NA	NA	NA	
Lagon peu profond	Massifs	2	5,20	2,07	1,47	3,73	6,67	
Lagon profond	Massifs	3	2,19	1,78	1,03	0,80	4,20	
Passe	Massifs	1	62	NA	NA	NA	NA	
	Eperons Sillons	7	18,01	28,78	10,88	5,01	40,29	
Pente externe	Massifs	2	0,20	0,09	0,07	0,13	0,27	
	Colonies coralliennes	2	7,03	4,24	3	4	10	
Pente interne	Eperons Sillons	1	0	NA	NA	NA	NA	
	Platier émergé	1	0,5	NA	NA	NA	NA	
Platier infratidal	Alignements transv. Ep. det.	2	0,05	0,07	0,05	0	0,10	
	Colonies coralliennes	1	0	NA	NA	NA	NA	
	Herbier	2	0,39	0,16	0,12	0,27	0,5	
	Pâtés	1	1,20	NA	NA	NA	NA	
Platier infratidal ennoyé	Epannage détritique	2	0,43	0,33	0,23	0,2	0,67	
	Pâtés	1	3,8	NA	NA	NA	NA	
Platier infratidal	Alignements	2	0,84	0,49	0,35	0,5	1,2	

Annexes

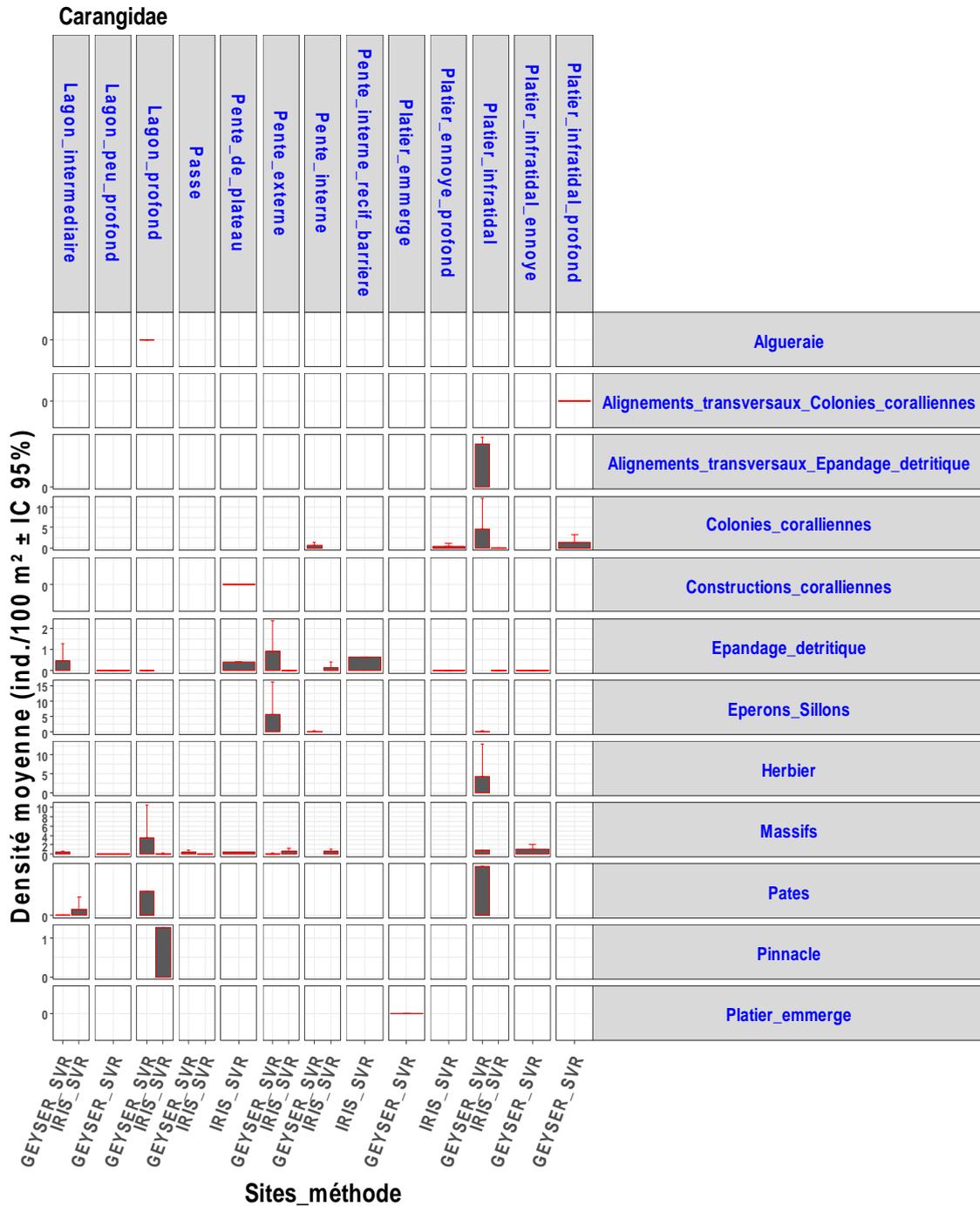
	profond	transv. Col. coral.						
		Colonies coralliennes	1	5,33	NA	NA	NA	NA
Iris_SVR_Lutjanidae	Lagon intermédiaire	Pâtés	4	2,35	2,79	1,39	0,00	4,82
	Lagon profond	Massifs	9	9,80	20,24	6,75	1,61	23,62
		Pinacles	1	0,42	NA	NA	NA	NA
	Passe	Massifs	1	1,70	NA	NA	NA	NA
	Pente de plateau	Constructions coralliennes	1	0,85	NA	NA	NA	NA
		Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	1	0,00	NA	NA	NA	NA
	Pente externe	Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	2	1,79	2,60	1,84	0,00	3,68
	Pente interne	Epannage détritique	4	1,28	2,59	1,29	0,00	3,88
		Massifs	4	1,89	2,23	1,12	0,32	4,14
	Platier infratidal	Colonies coralliennes	10	0,24	0,28	0,09	0,08	0,40
		Epannage détritique	2	0,11	0,15	0,11	0,00	0,22
	Platier infratidal ennoyé	Colonies coralliennes	8	1,60	3,13	1,11	0,04	4,13
Epannage détritique		3	4,68	7,72	4,46	0,00	13,37	
4)	Géomorphologie N4	Géomorphologie N5	N	Densité Moyenne	Ecart-type	Erreur standard	IC 95%Inf	IC 95%Sup
Geysier_SVR_Serranidae	Lagon intermédiaire	Epannage détritique	24	1,04	1,67	0,34	0,47	1,77
		Massifs	41	2,27	2,18	0,34	1,64	2,95
		Pâtés	6	1,20	1,45	0,59	0,28	2,38
	Lagon peu profond	Epannage détritique	1	0,42	NA	NA	NA	NA
		Massifs	4	1,05	0,81	0,41	0,42	1,70
	Lagon profond	Algueraie	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Epannage détritique	2	3,74	5,40	3,82	0,00	7,64
		Massifs	17	3,96	2,59	0,63	2,83	5,23
	Passe	Pâtés	1	7,22	NA	NA	NA	NA
		Massifs	2	1,88	1,50	1,06	0,85	2,97
	Pente externe	Epannage détritique	17	2,03	2,03	0,49	1,20	3,14
		Eperons Sillons	19	1,64	1,76	0,40	0,88	2,51
		Massifs	7	1,31	1,20	0,45	0,65	2,22
	Pente interne	Colonies coralliennes	4	4,84	4,56	2,28	1,65	9,44
		Eperons Sillons	6	2,14	1,02	0,42	1,46	2,86
	Platier émergé	Platier émergé	1	1,53	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal	Alignements transv. Ep. det.	2	1,05	0,30	0,21	0,85	1,27
		Colonies coralliennes	36	1,83	1,91	0,32	1,31	2,50
		Epannage détritique	2	0,63	0,90	0,64	0,00	1,27
		Eperons Sillons	3	2,77	2,33	1,35	0,42	5,09
		Herbier	16	1,75	2,30	0,58	0,71	2,90
Massifs		1	0,42	NA	NA	NA	NA	
Pâtés		1	1,70	NA	NA	NA	NA	
Platier infratidal ennoyé	Epannage détritique	2	0,43	0,63	0,44	0,00	0,88	
	Massifs	2	4,30	0,08	0,05	4,24	4,35	
Platier infratidal profond	Alignements transv. Col. coral.	3	2,28	1,41	0,81	1,09	3,82	

Annexes

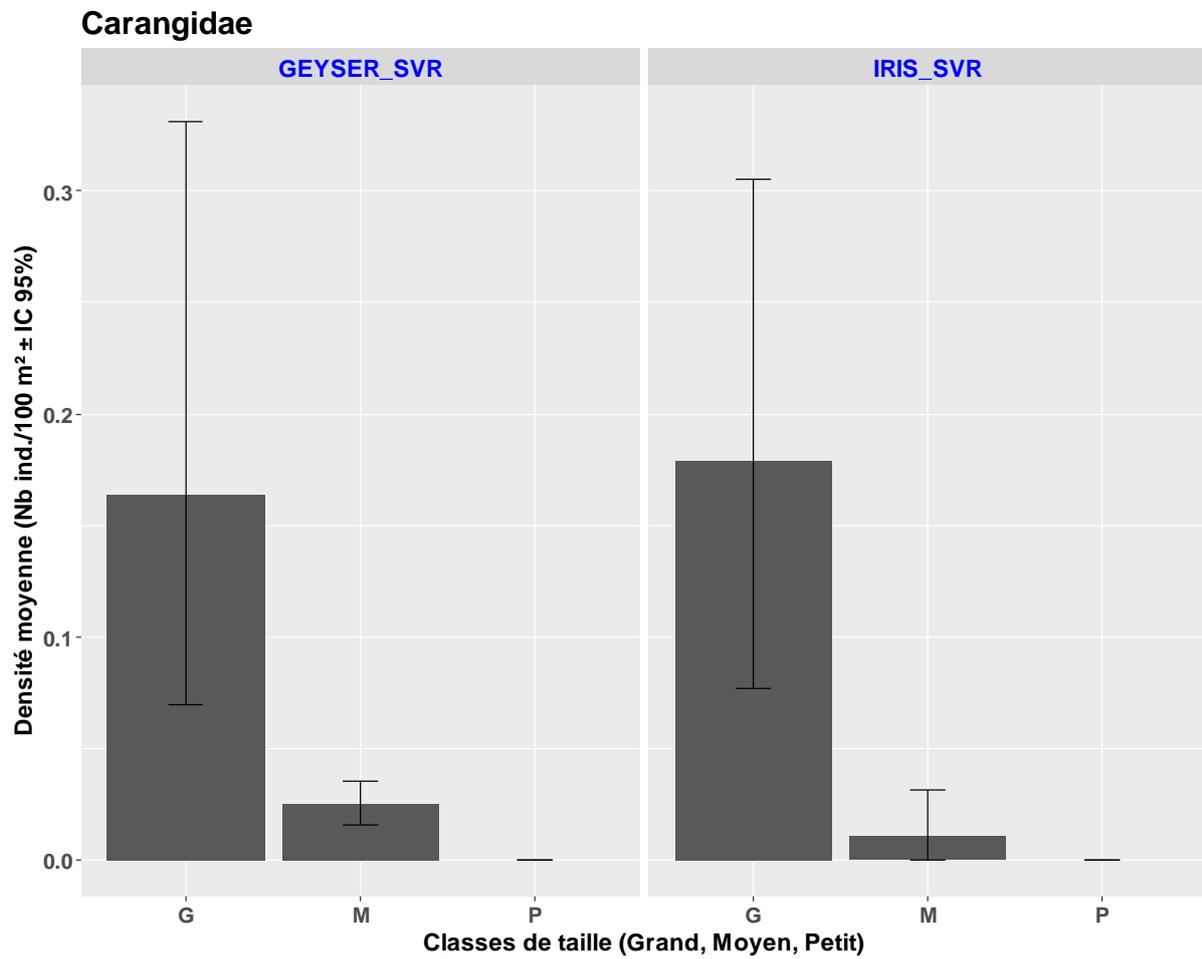
		Colonies coralliennes	6	3,03	2,33	0,95	1,77	4,95
Geyser_UVC_Serranidae	Lagon intermédiaire	Massifs	3	2,78	0,83	0,48	1,87	3,5
		Pâtés	1	4	NA	NA	NA	NA
	Lagon peu profond	Massifs	2	0,53	0,57	0,40	0,13	0,93
	Lagon profond	Massifs	3	2,29	1,1	0,64	1,2	3,4
	Passe	Massifs	1	6,6	NA	NA	NA	NA
	Pente externe	Eperons Sillons	7	3,93	1,29	0,49	3,02	4,82
		Massifs	2	1,59	0,57	0,4	1,2	2
	Pente interne	Colonies coralliennes	2	3,00	0,00	0,00	3,00	3,00
		Eperons Sillons	1	1,8	NA	NA	NA	NA
	Platier émergé	Platier émergé	1	1,7	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal	Alignements transv. Ep. det.	2	0,60	0,57	0,40	0,20	1,00
		Colonies coralliennes	1	2	NA	NA	NA	NA
		Herbier	2	0,94	0,35	0,25	0,7	1,2
		Pâtés	1	4	NA	NA	NA	NA
	Platier infratidal ennoyé	Epannage détritique	2	1,92	1,04	0,73	1,2	2,67
Pâtés		1	4,2	NA	NA	NA	NA	
Platier infratidal profond	Alignements transv. Col. coral.	2	2,85	0,49	0,35	2,5	3,2	
	Colonies coralliennes	1	5,33	NA	NA	NA	NA	
Iris_SVR_Serranidae	Lagon intermédiaire	Pâtés	4	1,65	1,63	0,82	0,36	3,21
	Lagon profond	Massifs	9	2,40	2,65	0,88	0,90	4,24
		Pinacles	1	0,11	NA	NA	NA	NA
	Passe	Massifs	1	3,08	NA	NA	NA	NA
	Pente de plateau	Constructions coralliennes	1	0,85	NA	NA	NA	NA
		Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	1	0,22	NA	NA	NA	NA
	Pente externe	Epannage détritique	1	0,00	NA	NA	NA	NA
		Massifs	2	2,32	3,09	2,19	0,11	4,48
	Pente interne	Epannage détritique	4	0,58	1,22	0,61	0,00	1,83
		Massifs	4	1,59	1,18	0,59	0,64	2,55
	Platier infratidal	Colonies coralliennes	10	0,66	0,71	0,23	0,26	1,10
Epannage détritique		2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Platier infratidal ennoyé	Colonies coralliennes	8	2,92	4,08	1,44	0,32	5,82	
	Epannage détritique	3	0,91	1,43	0,83	0,00	2,55	

ANNEXE 3.5 : ANNEXES PROPRES AUX CARANGIDAE

Annexe 3.5.1 : Densités moyennes des Carangidae observés en SVR par habitat sur les bancs du Geyser et de l'Iris

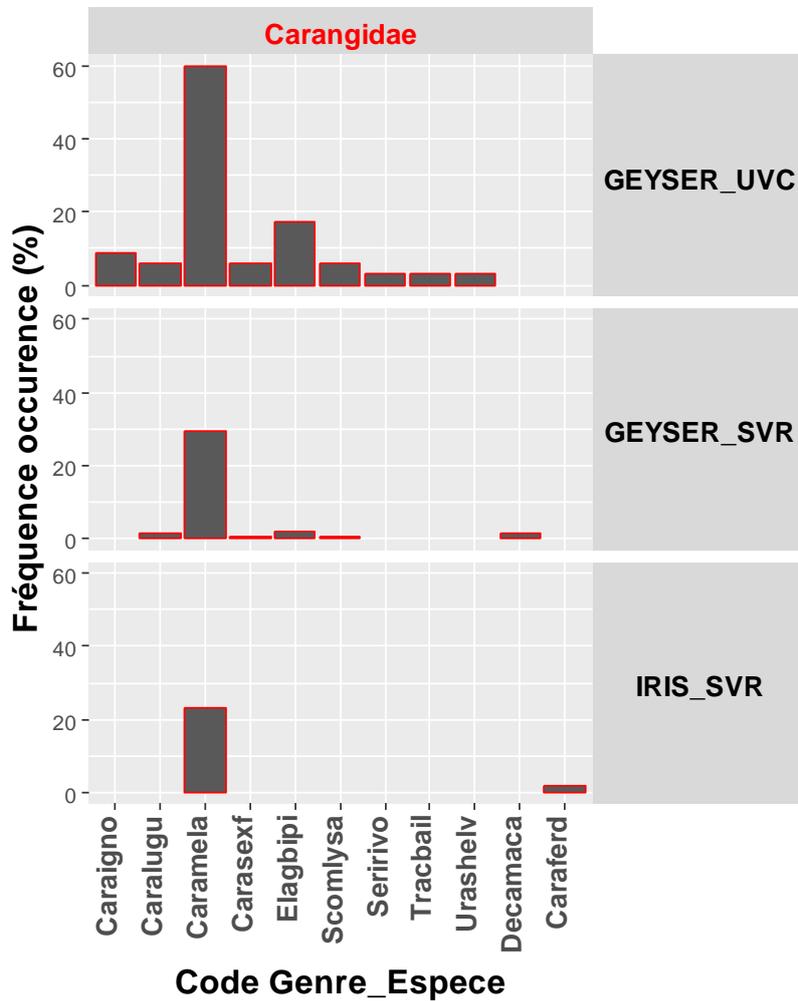


Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) des individus appartenant à la famille des Carangidae, en fonction de l'habitat (typologies N4 en abscisses supérieures et typologies N5 en ordonnées), observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris par la méthode de stations vidéo rotatives (SVR).

ANNEXE 3.5.2 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DES CARANGIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET IRIS.

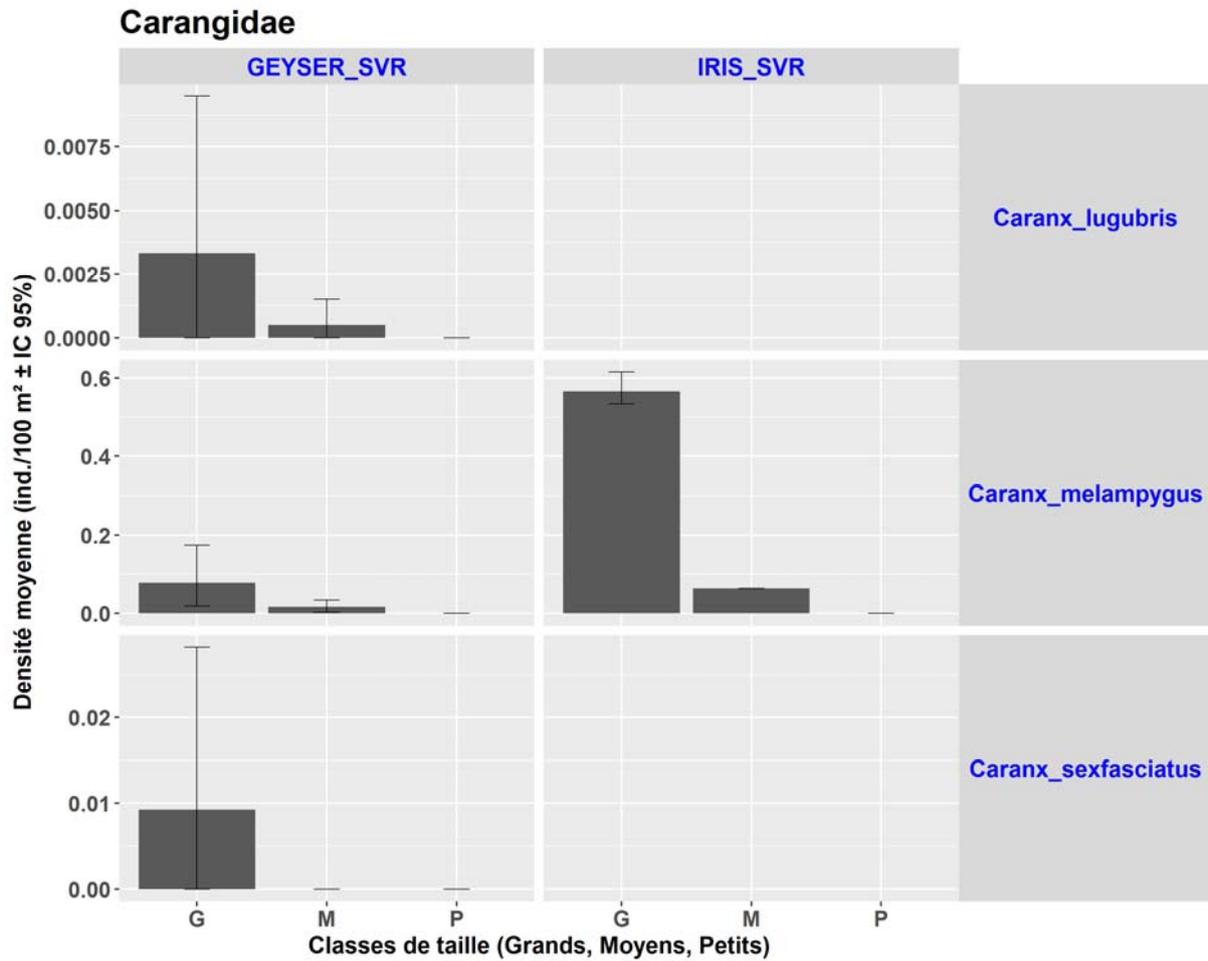
Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) des individus appartenant à la famille des Carangidae, par classes de taille (Grands, Moyens et Petits), observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris par la méthode de stations vidéo rotatives (SVR).

ANNEXE 3.5.3 : FREQUENCES D'OCCURRENCE DES ESPECES DE CARANGIDAE OBSERVEES A GEYSER (UVC ET SVR) ET A IRIS (SVR).



Fréquence d'occurrence (%) de trois espèces de Carangidae observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris, selon la méthode d'observation (UVC, SVR). (Caraigno = *Caranx ignobilis*, Caralugu = *Caranx lugubris*, Caramela = *Caranx melampygus*, Carasexf = *Caranx sexfasciatus*, Elagbipi = *Elagatis bipinnulata*, Scomlysa = *Scomberoides lysan*, Seririvo = *Seriola rivoliana*, Tracbail = *Trachinotus baillonii*, Urashelv = *Uraspis helvola*, Decamaca = *Decapterus macarellus*, Caraferd = *Carangoides ferdau*).

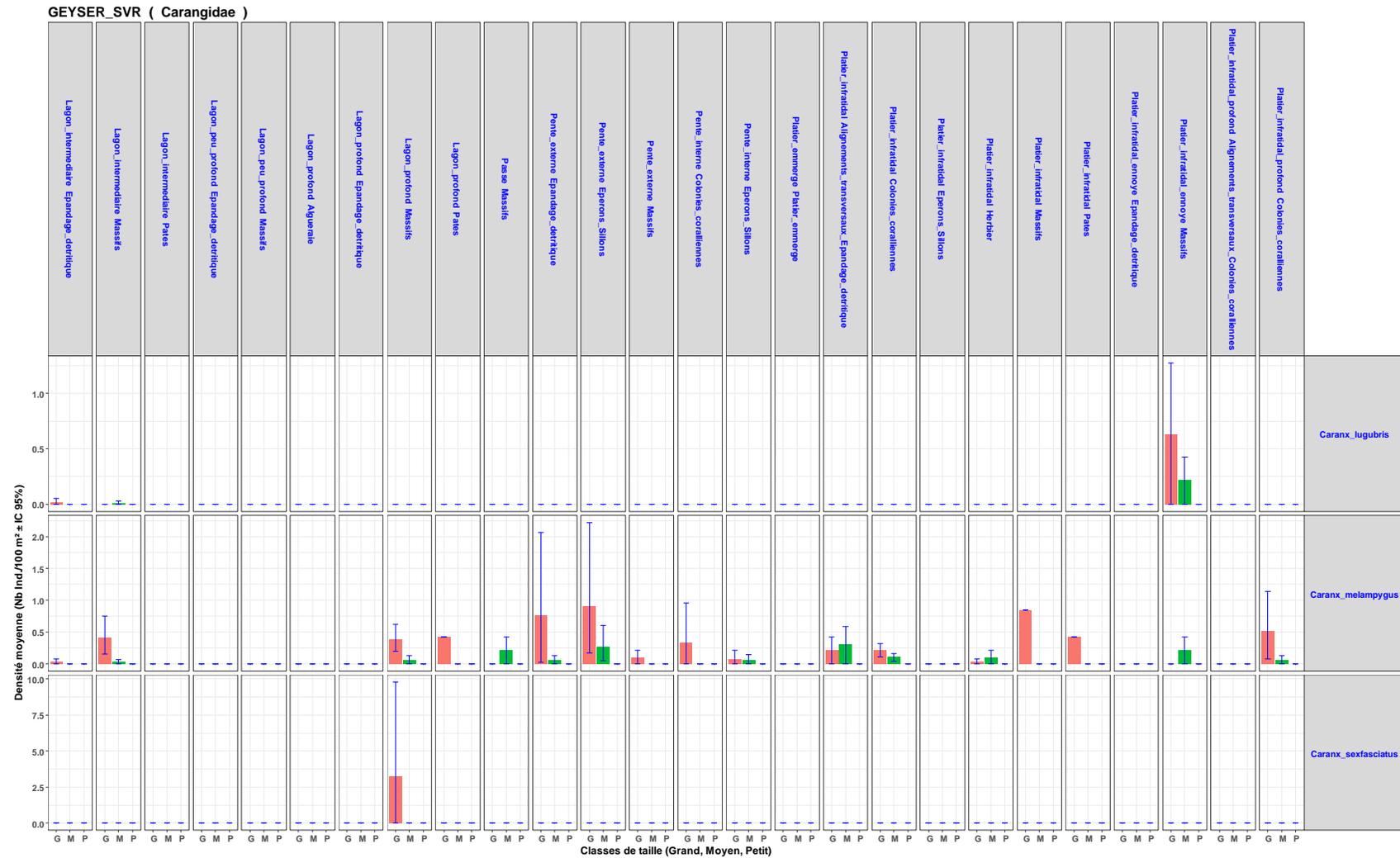
ANNEXE 3.5.4 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DE TROIS ESPECES DE CARANGIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET IRIS.



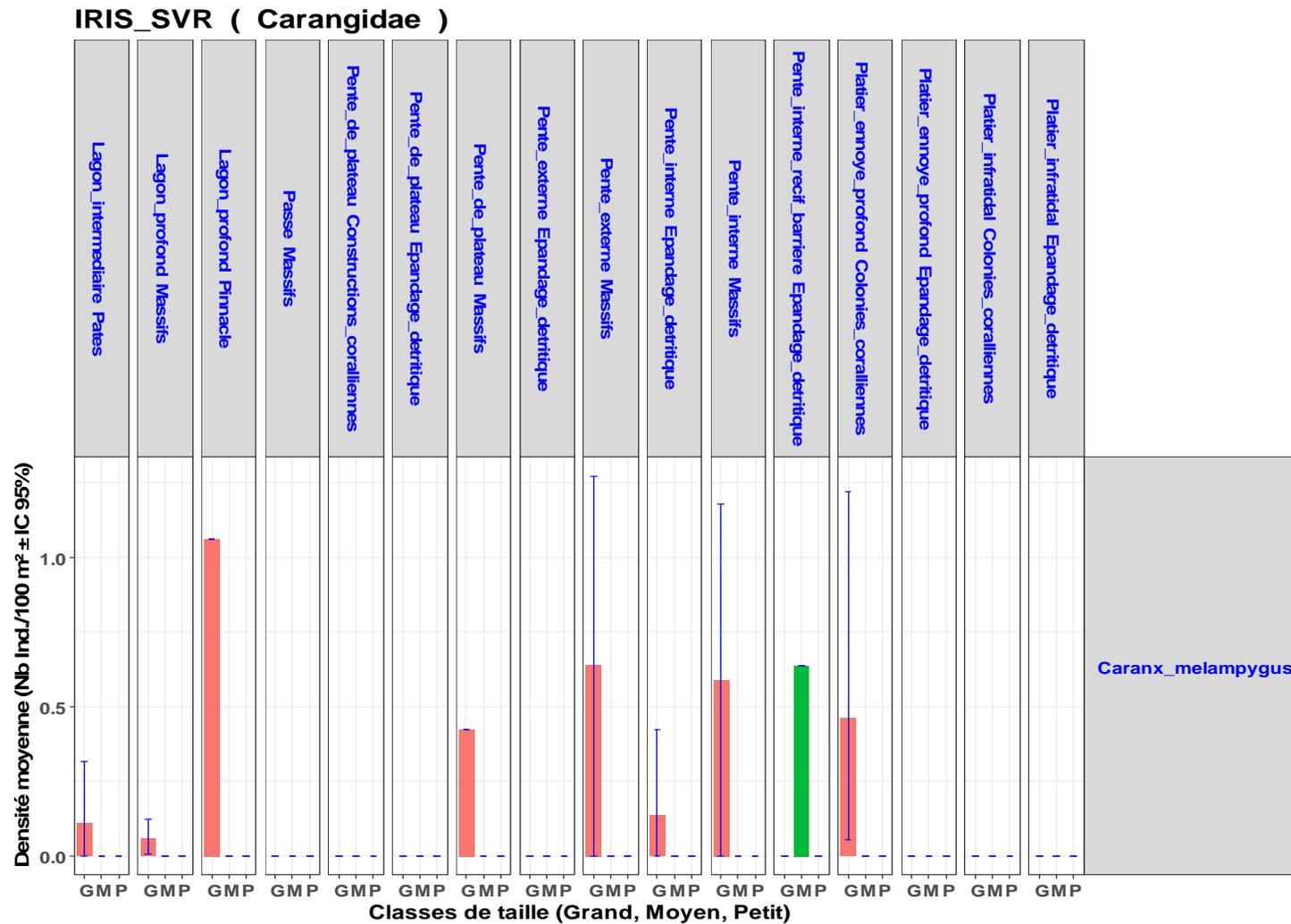
Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de trois espèces de Carangidae (*C. lugubris*, *C. melampygyus* et *C. sexfasciatus*), observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative). Ces densités sont calculées à l'échelle du banc (Geyser ou Iris) en pondérant les densités moyennes par habitat, par le coefficient « surface de l'habitat / surface totale du banc ».

Annexes

ANNEXE 3.5.5 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT DE TROIS ESPECES DE CARANGIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER.

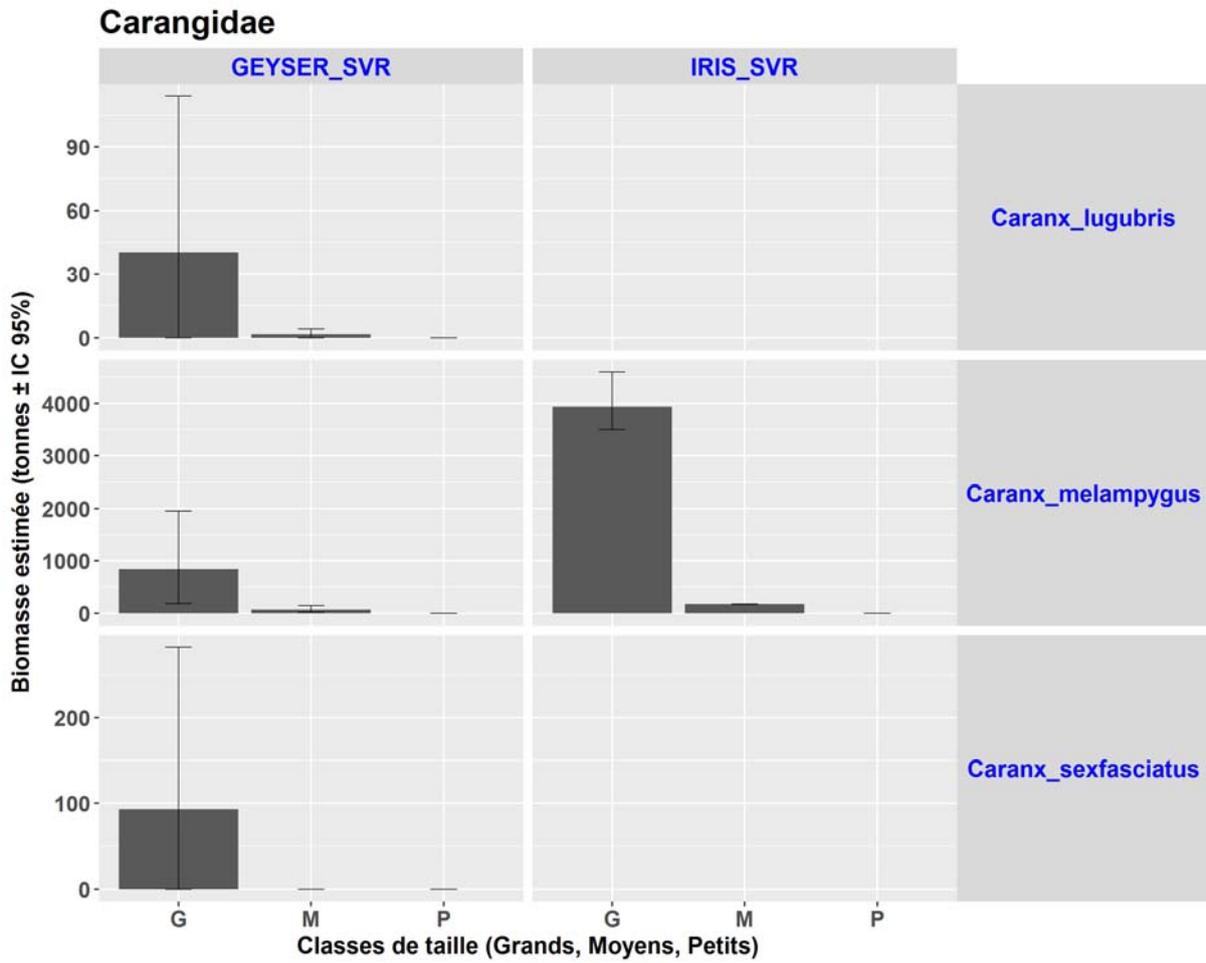


Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de trois espèces de Carangidae (*C. lugubris*, *C. melampygius* et *C. sexfasciatus*), en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc du Geysier SVR (station vidéo rotative).

ANNEXE 3.5.6 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT, DE L'ESPECE *C. MELAMPYGUS* OBSERVEES EN SVR A IRIS.

Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, des individus appartenant à l'espèce *C. melampygus*, en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

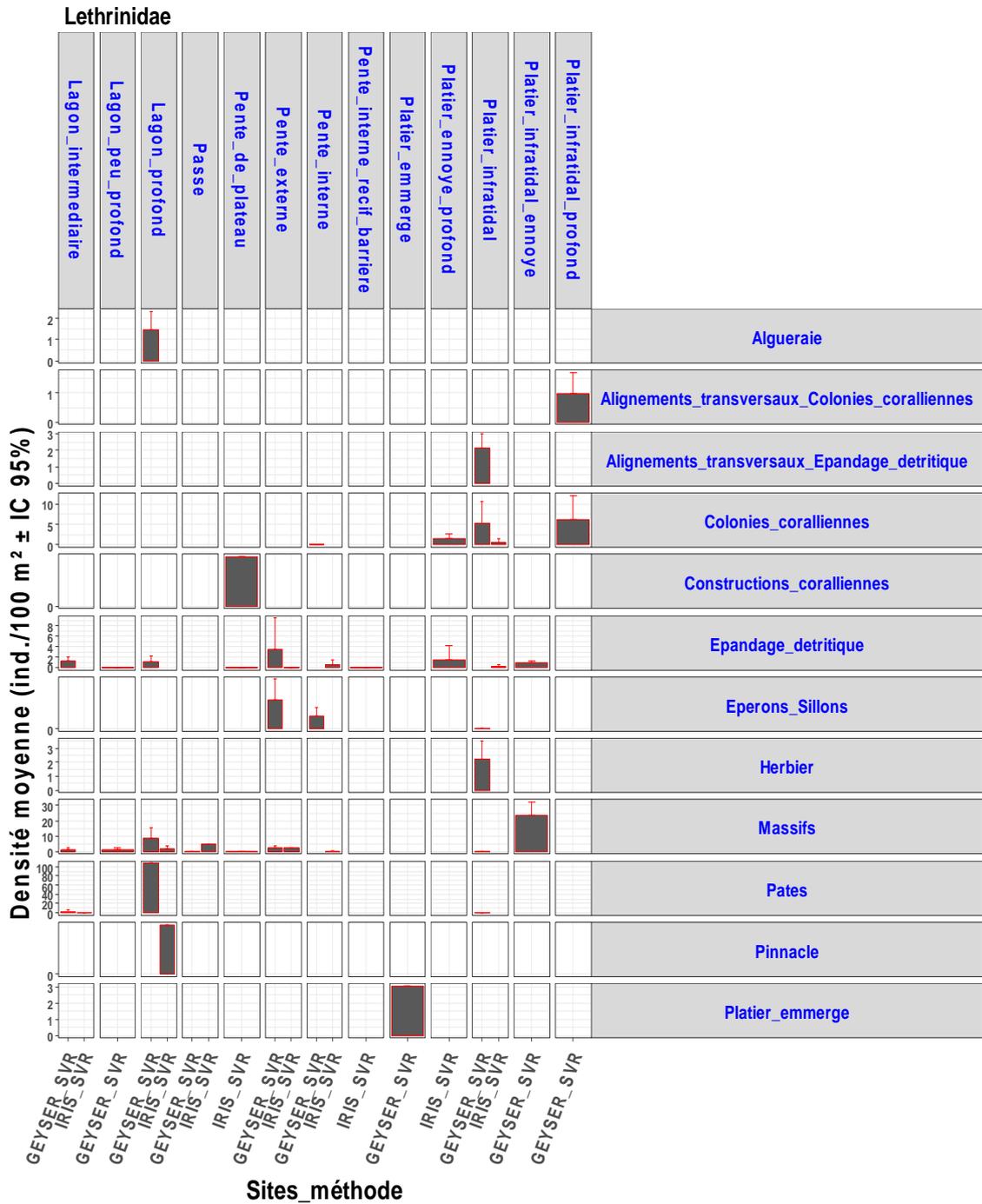
ANNEXE 3.5.7 : BIOMASSE ESTIMÉE PAR CLASSE DE TAILLE DE TROIS ESPÈCES DE CARANGIDAE OBSERVÉES EN SVR A GEYSER ET A IRIS.



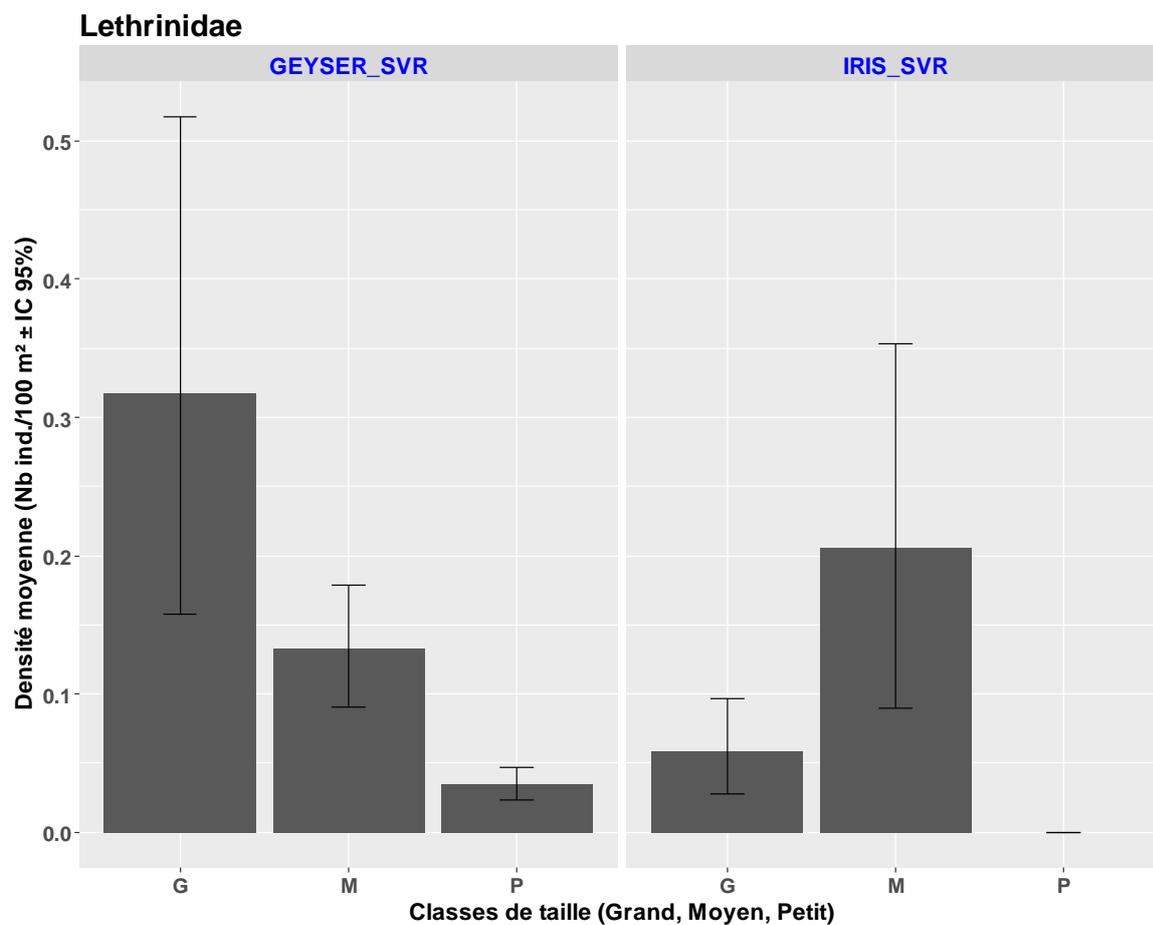
Biomasses estimées (tonnes ± IC 95%) par classes de taille, de trois espèces de Carangidae (*C. lugubris*, *C. melampygyus* et *C. sexfasciatus*), observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

ANNEXE 3.6 : ANNEXES PROPRES AUX LETHRINIDAE

ANNEXE 3.6.1 : DENSITES MOYENNES DES LETHRINIDAE OBSERVEES EN SVR PAR HABITAT SUR LES BANCs DU GEYSER ET DE L'IRIS.

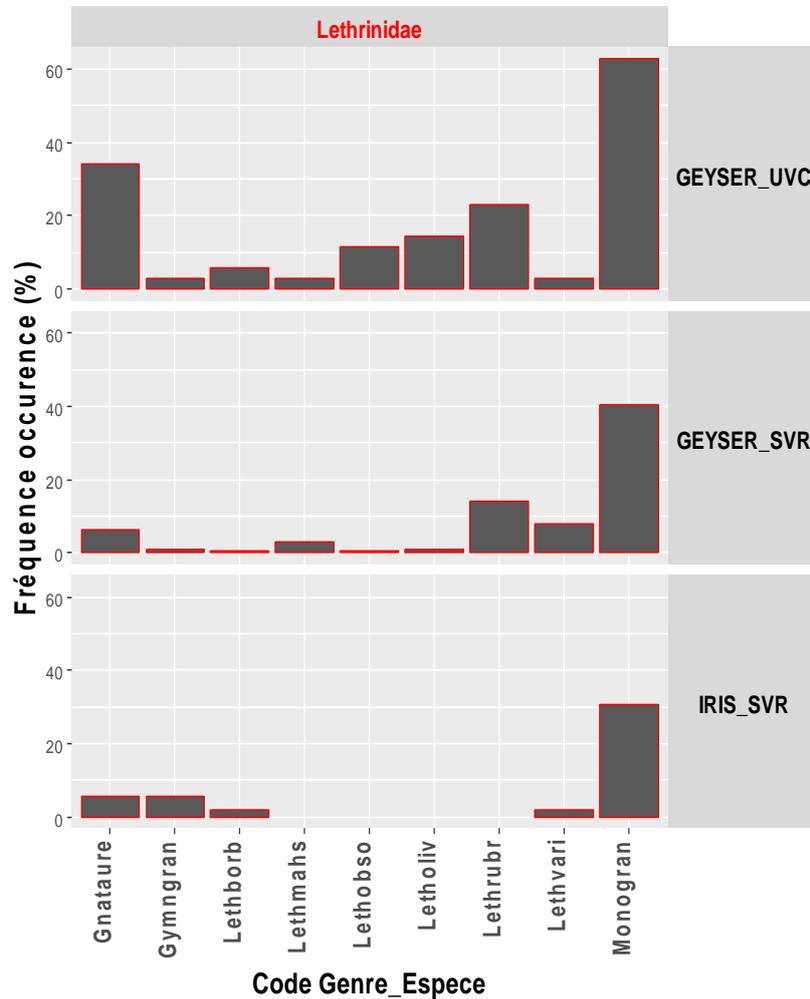


Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) des individus appartenant à la famille des Lethrinidae, en fonction de l'habitat (typologies N4 en abscisses supérieures et typologies N5 en ordonnées), observés sur les bancs du Geyser et de l'Iris par la méthode de stations vidéo rotatives (SVR).

ANNEXE 3.6.2 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DES LETHRINIDAE OBSERVES EN SVR A GEYSER ET IRIS.

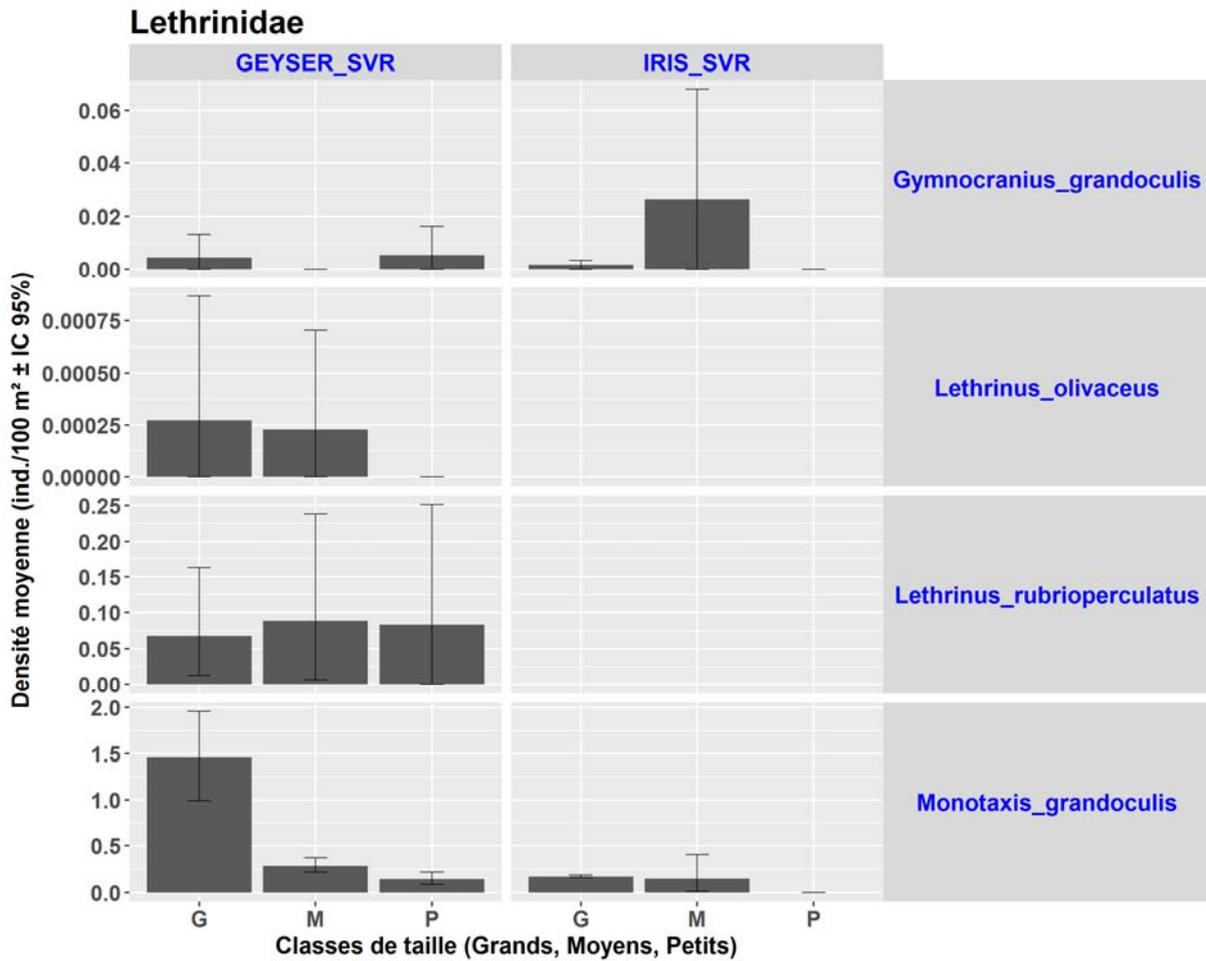
Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) des individus appartenant à la famille des Lethrinidae, par classes de taille (Grands, Moyens et Petits), observés sur les bancs du Geyser et de l'Iris par la méthode de stations vidéo rotatives (SVR).

ANNEXE 3.6.3 : FREQUENCES D'OCCURRENCE DES ESPECES DE LETHRINIDAE OBSERVEES A GEYSER (UVC ET SVR) ET A IRIS (SVR).



Fréquence d'occurrence (%) des différentes espèces de Lethrinidae observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris, selon la méthode d'observation (UVC, SVR). (Gnataure = *Gnathodentex aureolineatus*, Gymngran = *Gymnocranius grandoculis*, Lethborb = *Lethrinus borbonicus*, Lethmahs = *Lethrinus mahsena*, Lethobso = *Lethrinus obsoletus*, Letholiv = *Lethrinus olivaceus*, Lethrubr = *Lethrinus rubrioperculatus*, Lethvari = *Lethrinus variegatus*, Monogran = *Monotaxis grandoculis*).

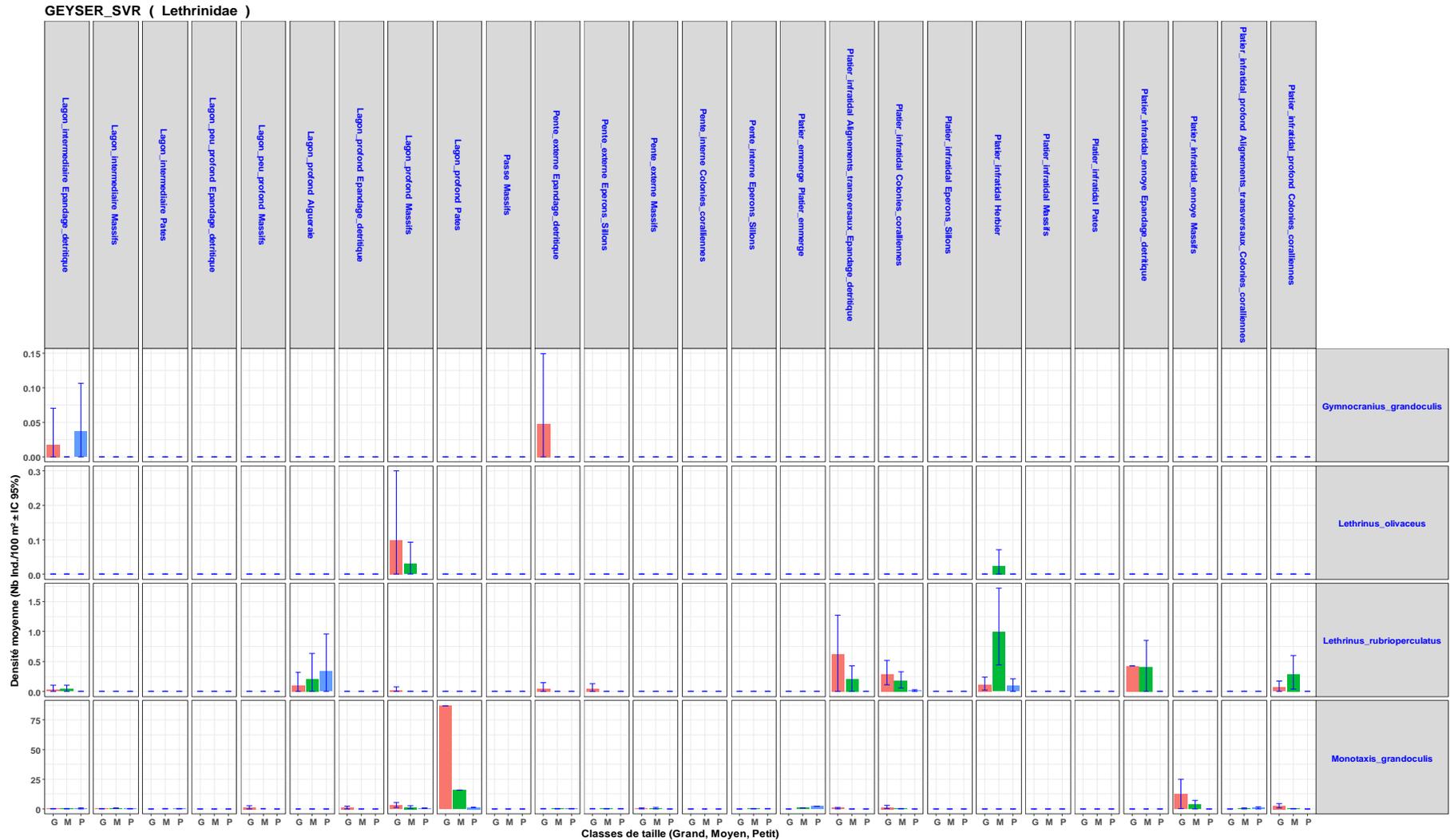
ANNEXE 3.6.4 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DE QUATRE ESPECES DE LETHRINIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET IRIS.



Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de quatre espèces de Lethrinidae (*G. grandoculis*, *L. olivaceus*, *L. rubrioperculatus* et *M. grandoculis*), observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative). Ces densités sont calculées à l'échelle du banc (Geysier ou Iris) en pondérant les densités moyennes par habitat, par le coefficient « surface de l'habitat / surface totale du banc ».

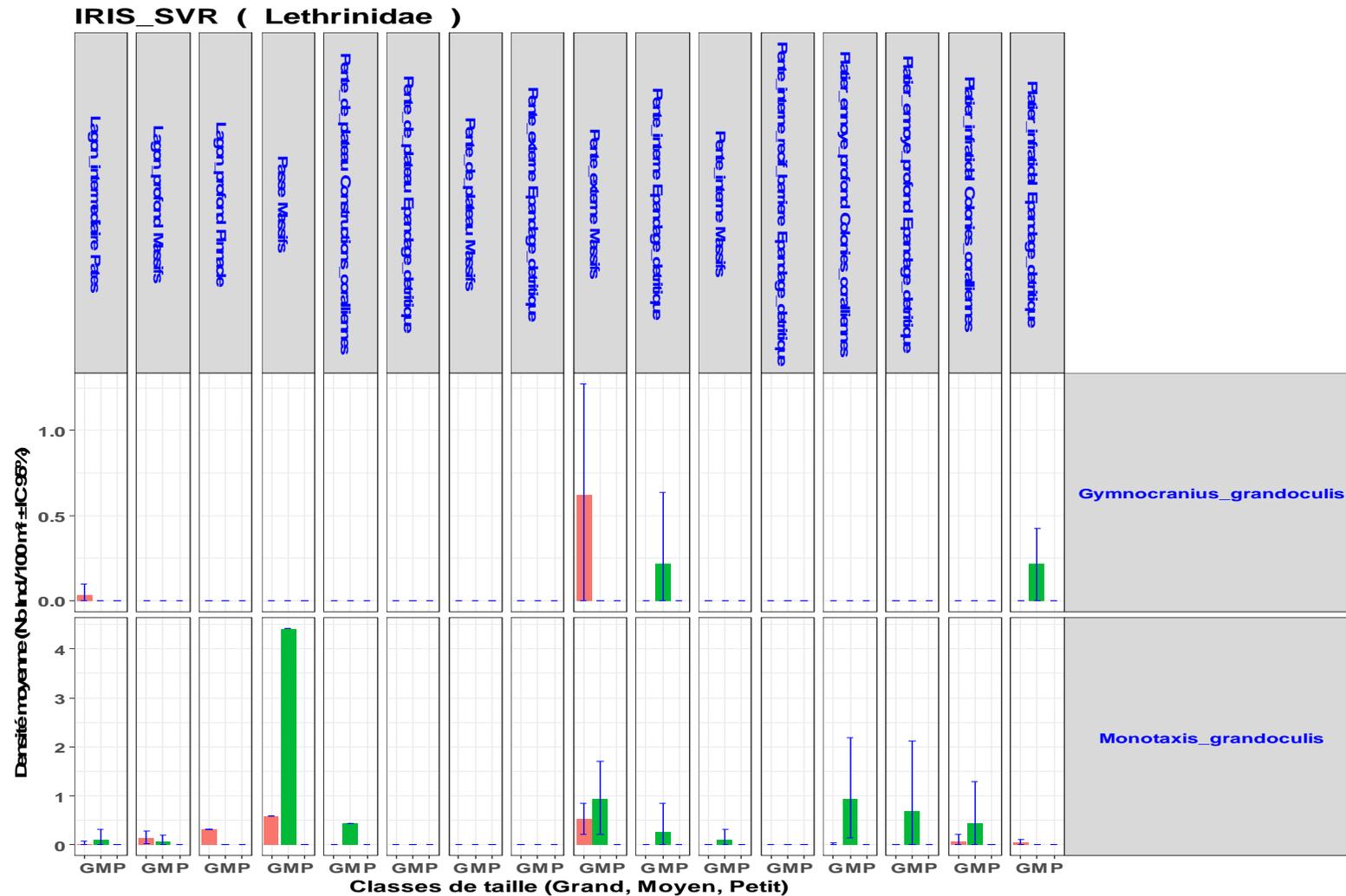
Annexes

ANNEXE 3.6.5 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT DE QUATRE ESPECES DE LETHRINIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER.



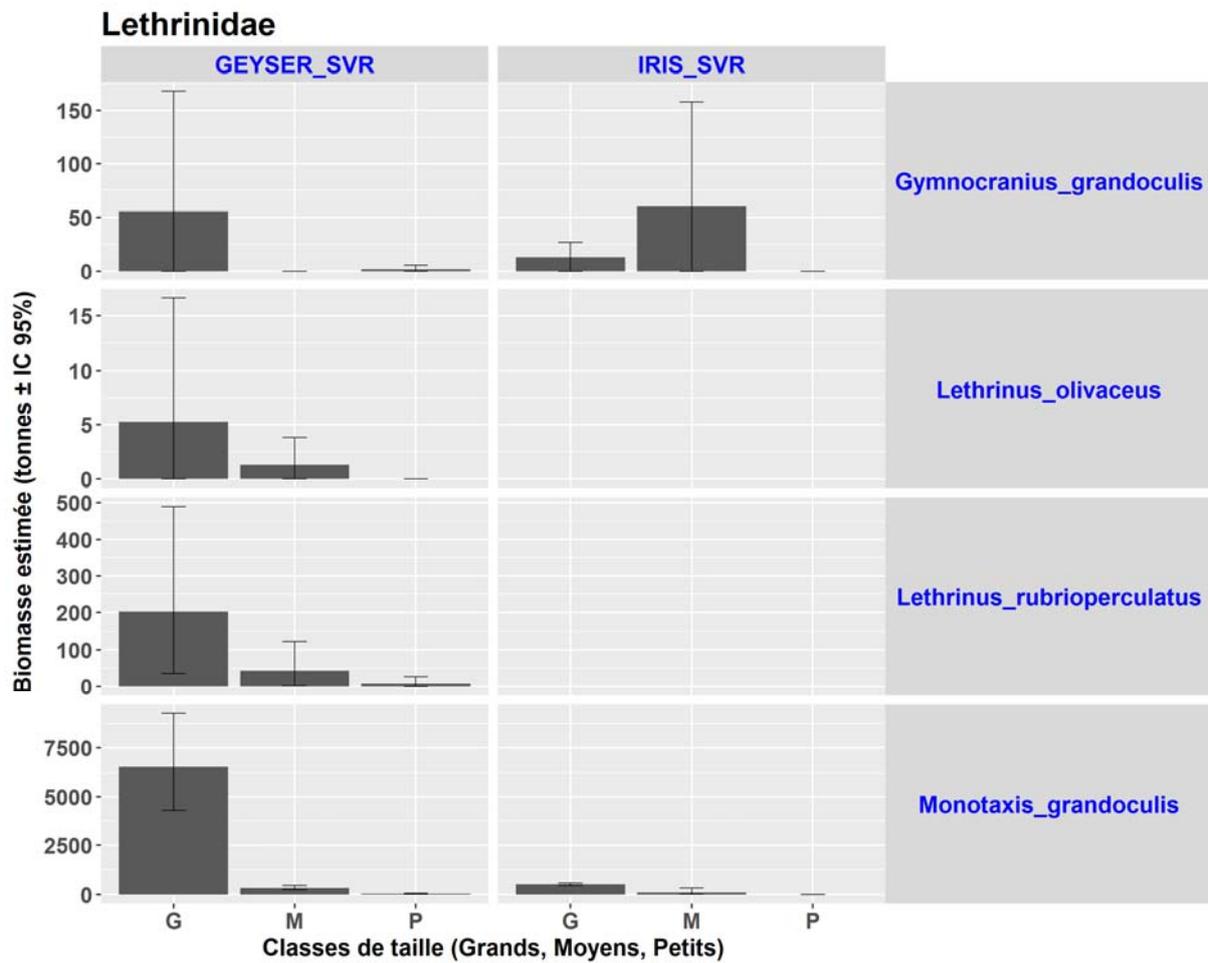
Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de quatre espèces de Lethrinidae (*G. grandoculis*, *L. olivaceus*, *L. rubrioperculatus* et *M. grandoculis*), en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc du Geysier SVR (station vidéo rotative).

ANNEXE 3.6.6 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT DE DEUX ESPECES DE LETHRINIDAE OBSERVEES EN SVR A IRIS.

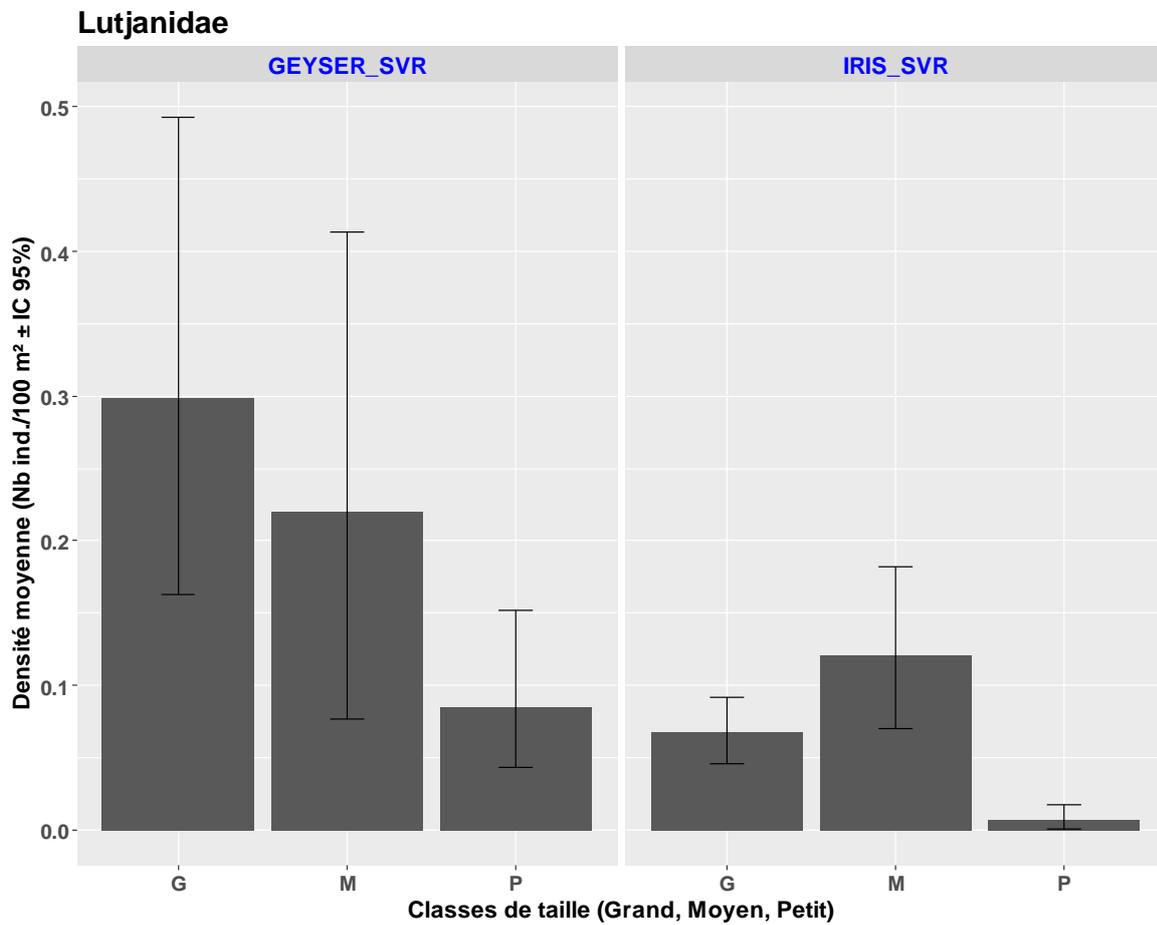


Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de deux espèces de Lethrinidae (*G. grandoculis* et *M. grandoculis*), en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

ANNEXE 3.6.7 : BIOMASSE ESTIMÉE PAR CLASSE DE TAILLE DE QUATRE ESPÈCES DE LETHRINIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET A IRIS.

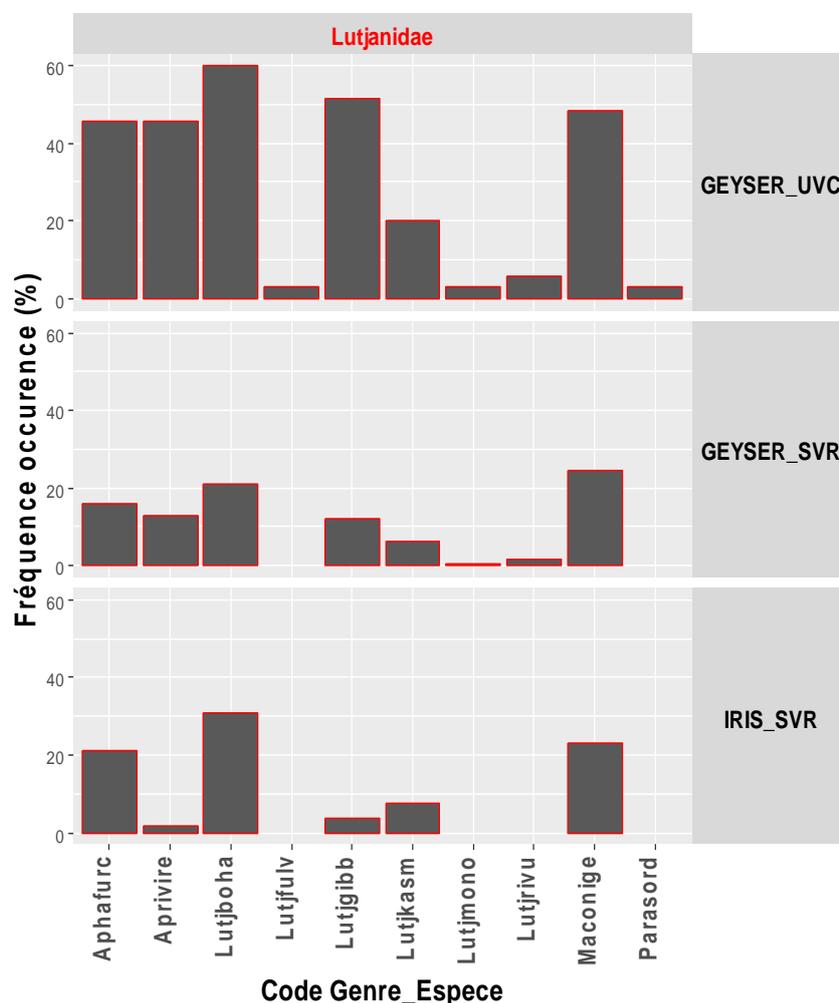


Biomasses estimées (tonnes ± IC 95%) par classes de taille, de quatre espèces de Lethrinidae (*G. grandoculis*, *L. olivaceus*, *L. rubrioperculatus* et *M. grandoculis*), observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

ANNEXE 3.7.2 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DES LUTJANIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET IRIS.

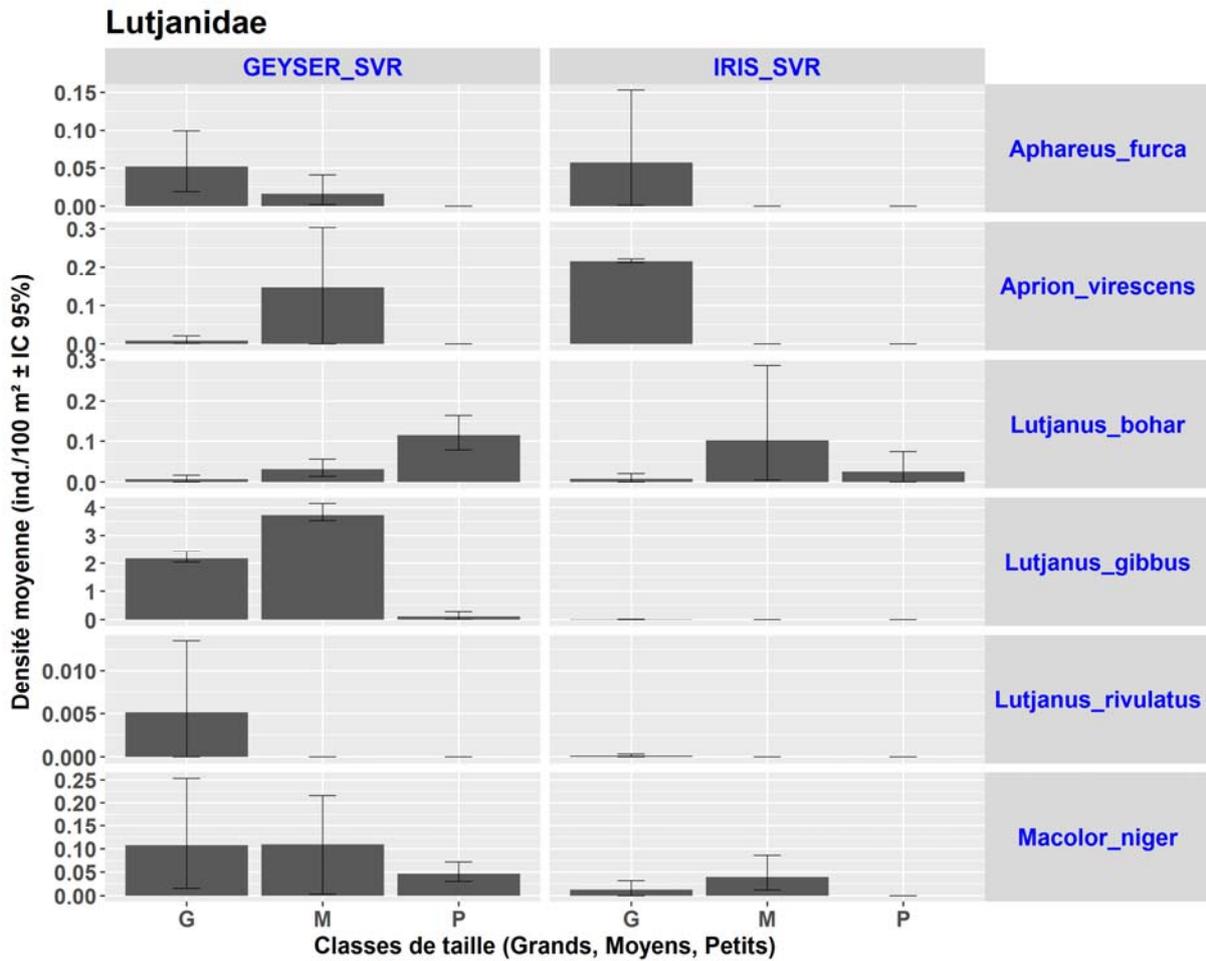
Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) des individus appartenant à la famille des Lutjanidae, par classes de taille (Grands, Moyens et Petits), observés sur les bancs du Geysier et de l'Iris par la méthode de stations vidéo rotatives (SVR).

ANNEXE 3.7.3 : FREQUENCES D'OCCURRENCE DES ESPECES DE LUTJANIDAE OBSERVEES A GEYSER (UVC ET SVR) ET A IRIS (SVR).



Fréquence d'occurrence (%) des différentes espèces de Lutjanidae observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris, selon la méthode d'observation (UVC, SVR). (Aphafurc = *Aphareus furca*, Aprivire = *Aprion virescens*, Lutjboha = *Lutjanus bohar*, Lutjfulv = *Lutjanus fulvus*, Lutjgibb = *Lutjanus gibbus*, Lutjkasm = *Lutjanus kasmira*, Lutjmono = *Lutjanus monostigma*, Lutjrivu = *Lutjanus rivulatus*, Maconige = *Macolor niger*, Parasord = *Paracaesio sordida*).

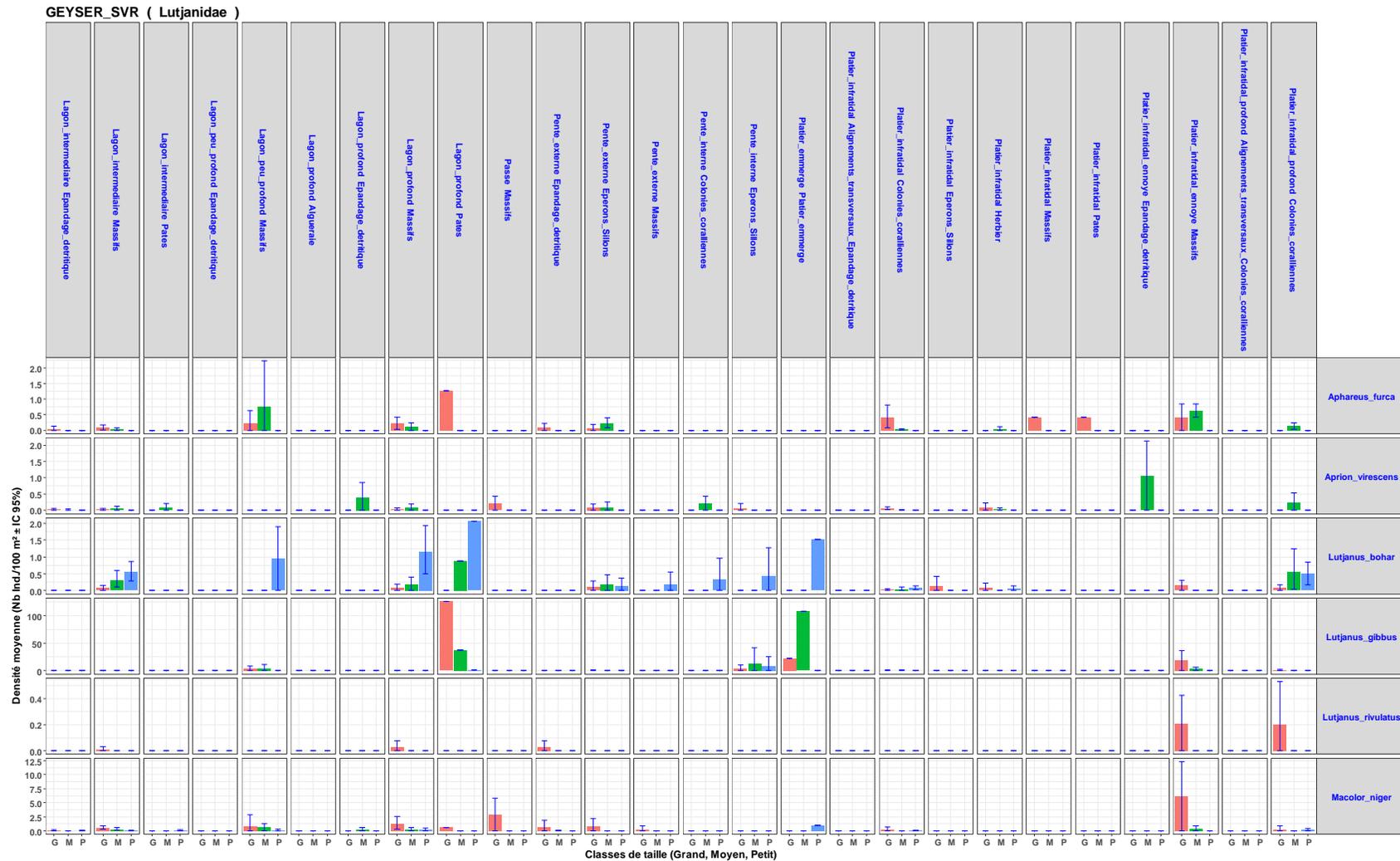
ANNEXE 3.7.4 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DE SIX ESPECES DE LUTJANIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET IRIS.



Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de six espèces de Lutjanidae (*A. furca*, *A. virescens*, *L. bohar*, *L. gibbus*, *L. rivulatus* et *M. niger*), observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative). Ces densités sont calculées à l'échelle du banc (Geyser ou Iris) en pondérant les densités moyennes par habitat, par le coefficient « surface de l'habitat / surface totale du banc ».

Annexes

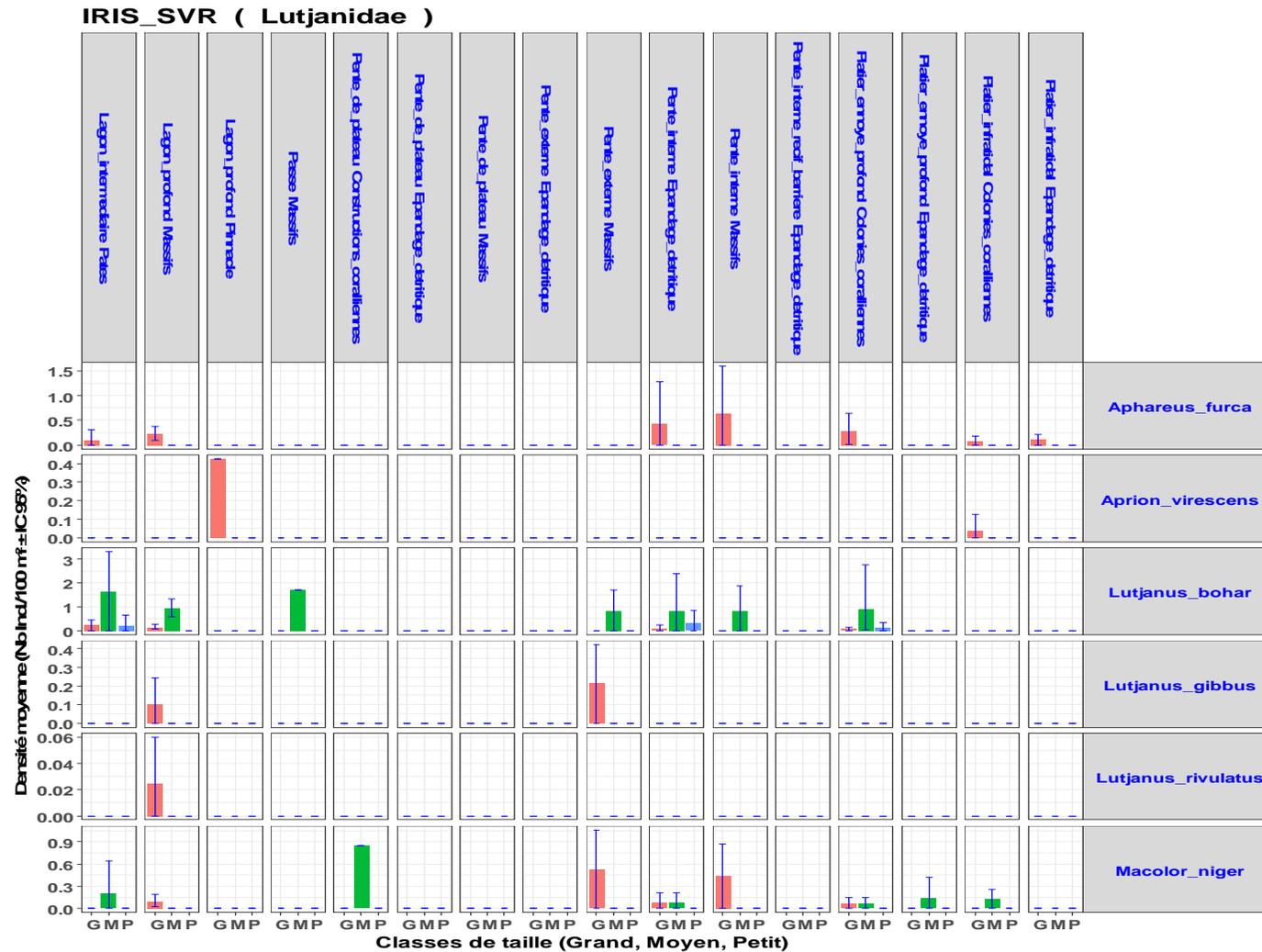
ANNEXE 3.7.5 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT DE SIX ESPECES DE LUTJANIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER.



Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de six espèces de Lutjanidae (*A. furca*, *A. virescens*, *L. bohar*, *L. gibbus*, *L. rivulatus* et *M. niger*), en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc du Geysier SVR (station vidéo rotative).

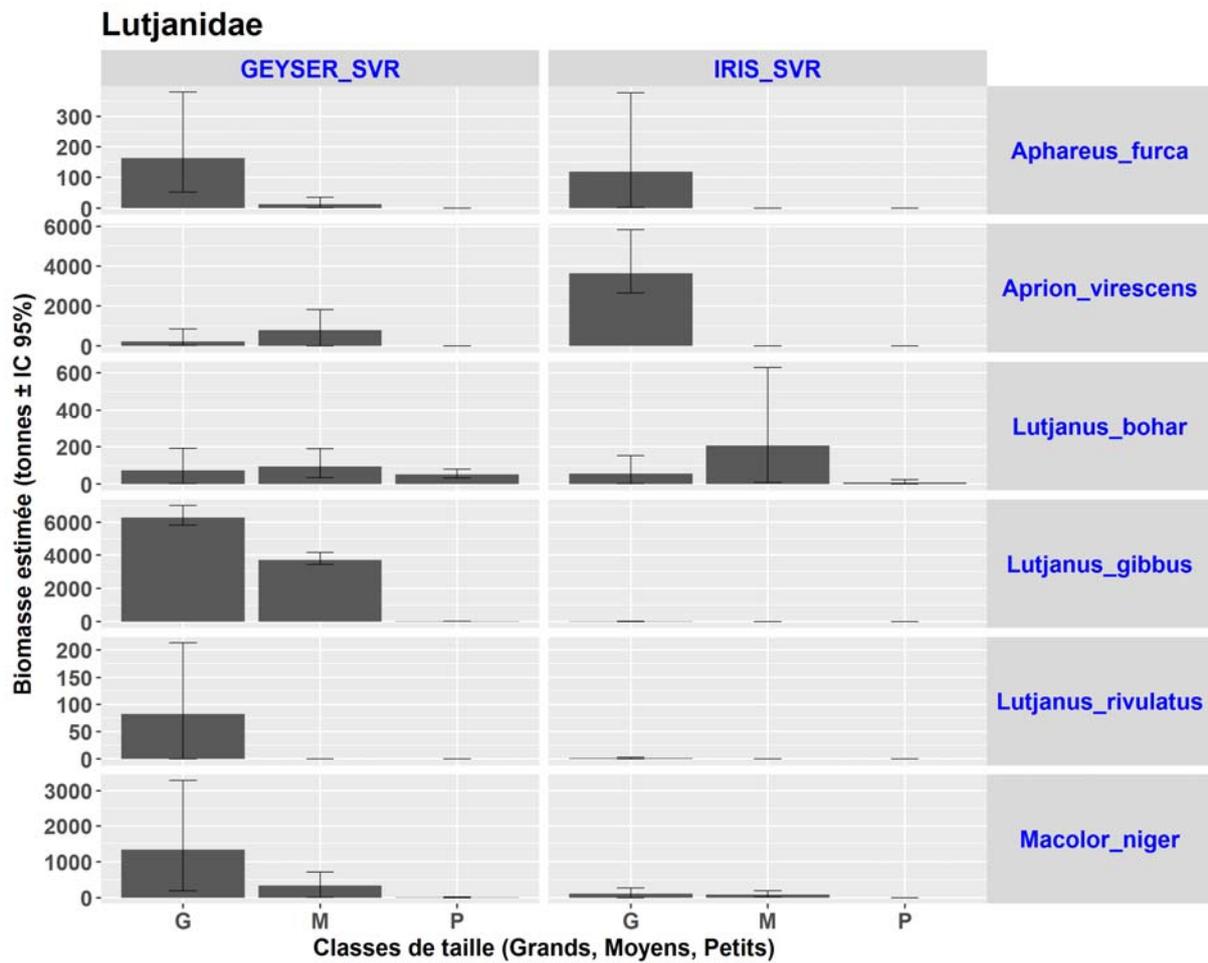
Annexes

ANNEXE 3.7.6 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT DE SIX ESPECES DE LUTJANIDAE OBSERVEES EN SVR A IRIS.



Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de six espèces de Lutjanidae (*A. furca*, *A. virescens*, *L. bohar*, *L. gibbus*, *L. rivulatus* et *M. niger*), en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

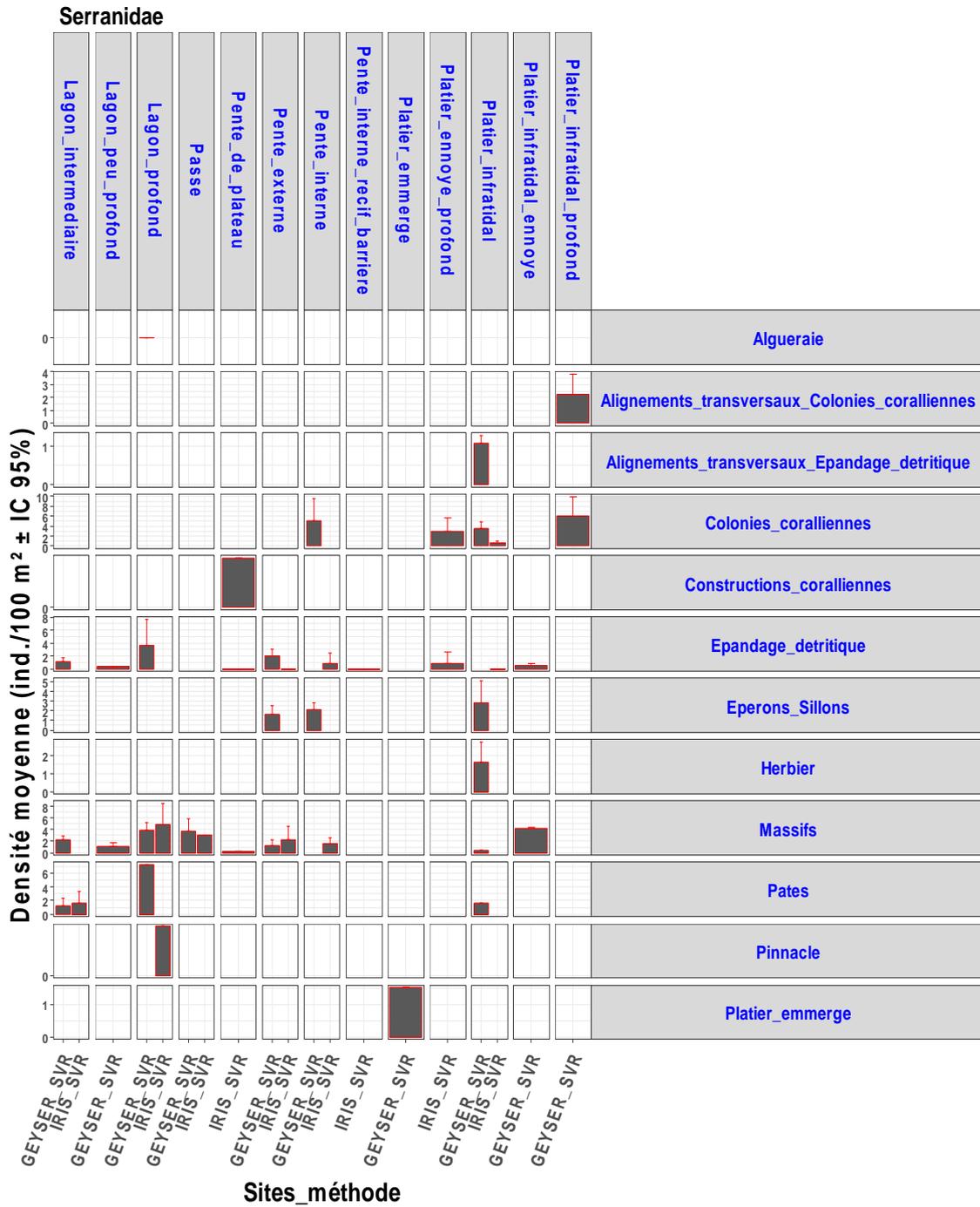
ANNEXE 3.7.7 : BIOMASSE ESTIMÉE PAR CLASSE DE TAILLE DE SIX ESPÈCES DE LUTJANIDAE OBSERVÉES EN SVR A GEYSER ET A IRIS.



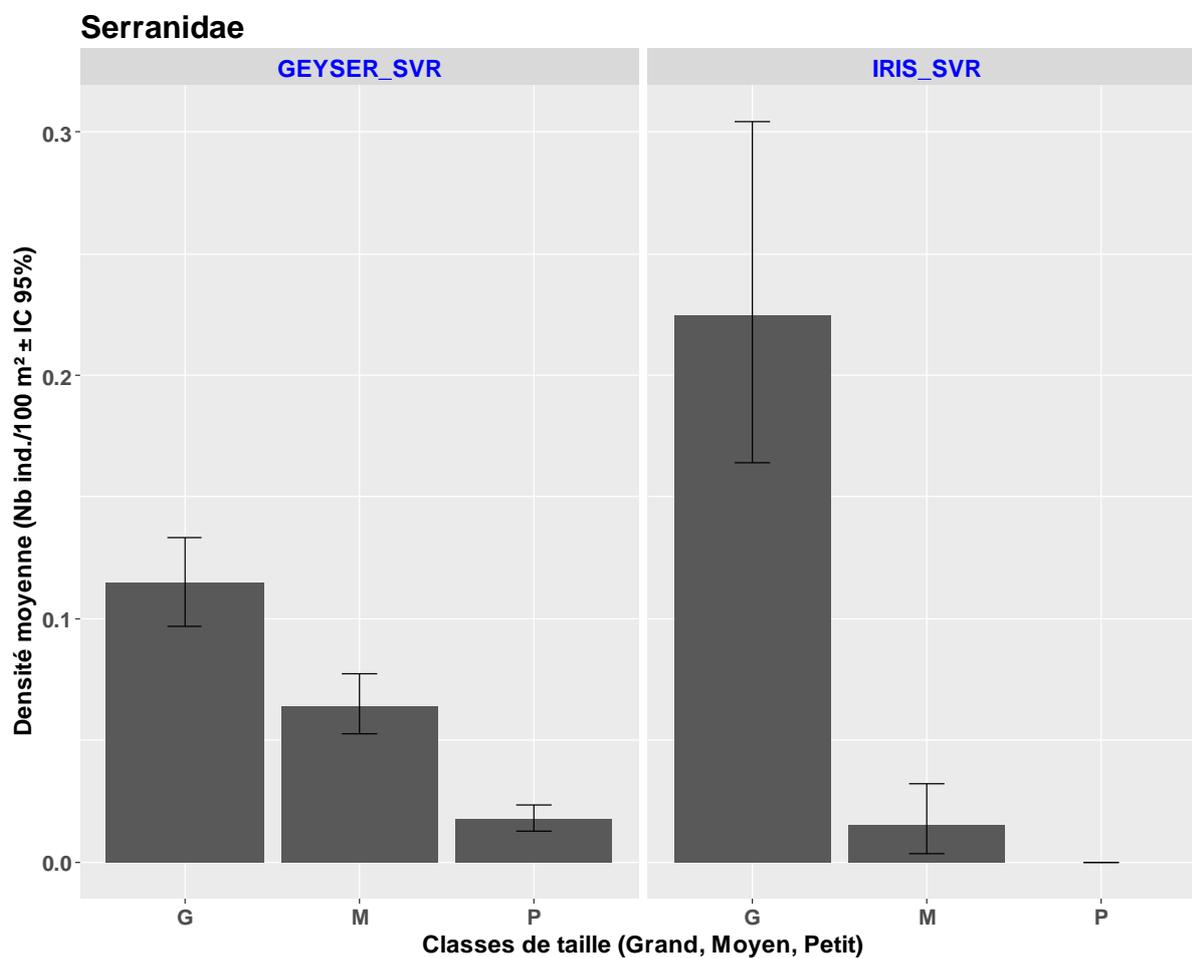
Biomasses estimées (tonnes ± IC 95%) par classes de taille, de six espèces de Lutjanidae (*A. furca*, *A. virescens*, *L. bohar*, *L. gibbus*, *L. rivulatus* et *M. niger*), observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

ANNEXES 3.8 : ANNEXES PROPRES AUX SERRANIDAE

ANNEXE 3.8.1 : DENSITES MOYENNES DES SERRANIDAE OBSERVEES EN SVR PAR HABITAT SUR LES BANCs DU GEYSER ET DE L'IRIS.

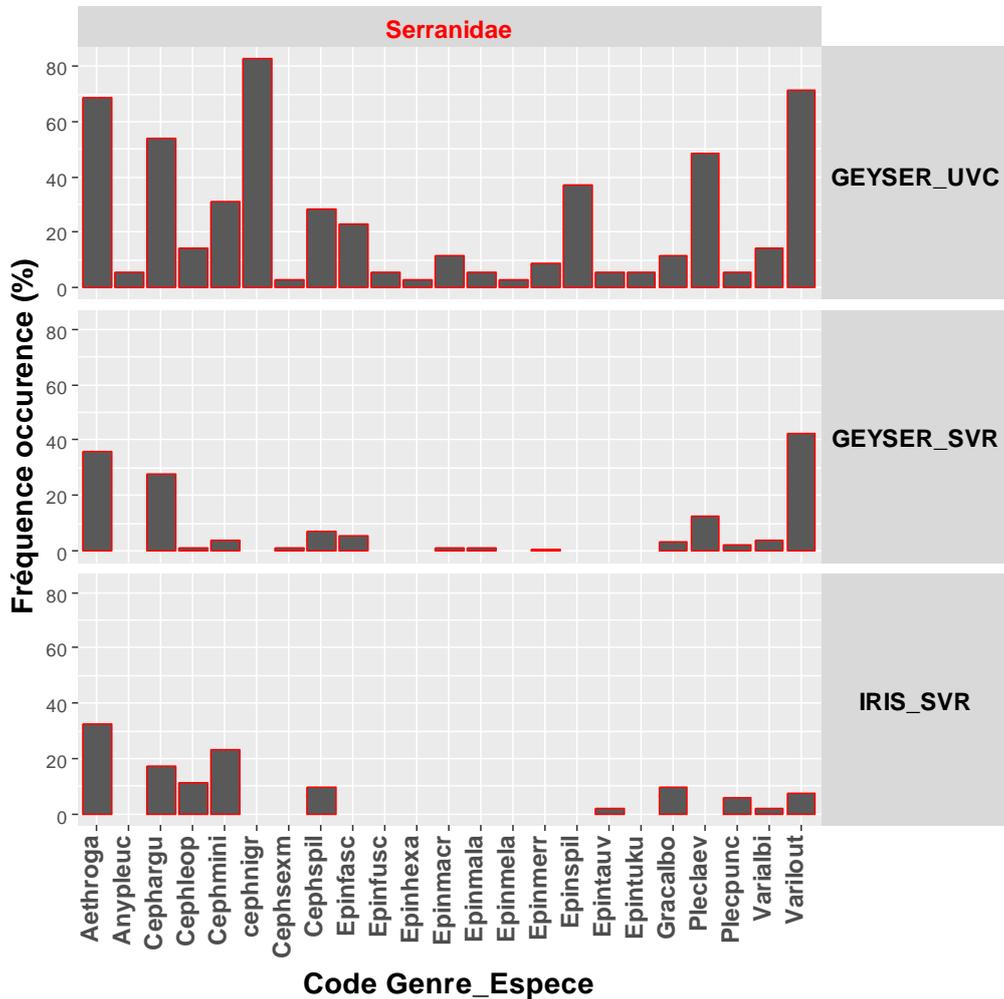


Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) des individus appartenant à la famille des Serranidae, en fonction de l'habitat (typologies N4 en abscisses supérieures et typologies N5 en ordonnées), observés sur les bancs du Geysier et de l'Iris par la méthode de stations vidéo rotatives (SVR).

ANNEXE 3.8.2 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DES SERRANIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET IRIS.

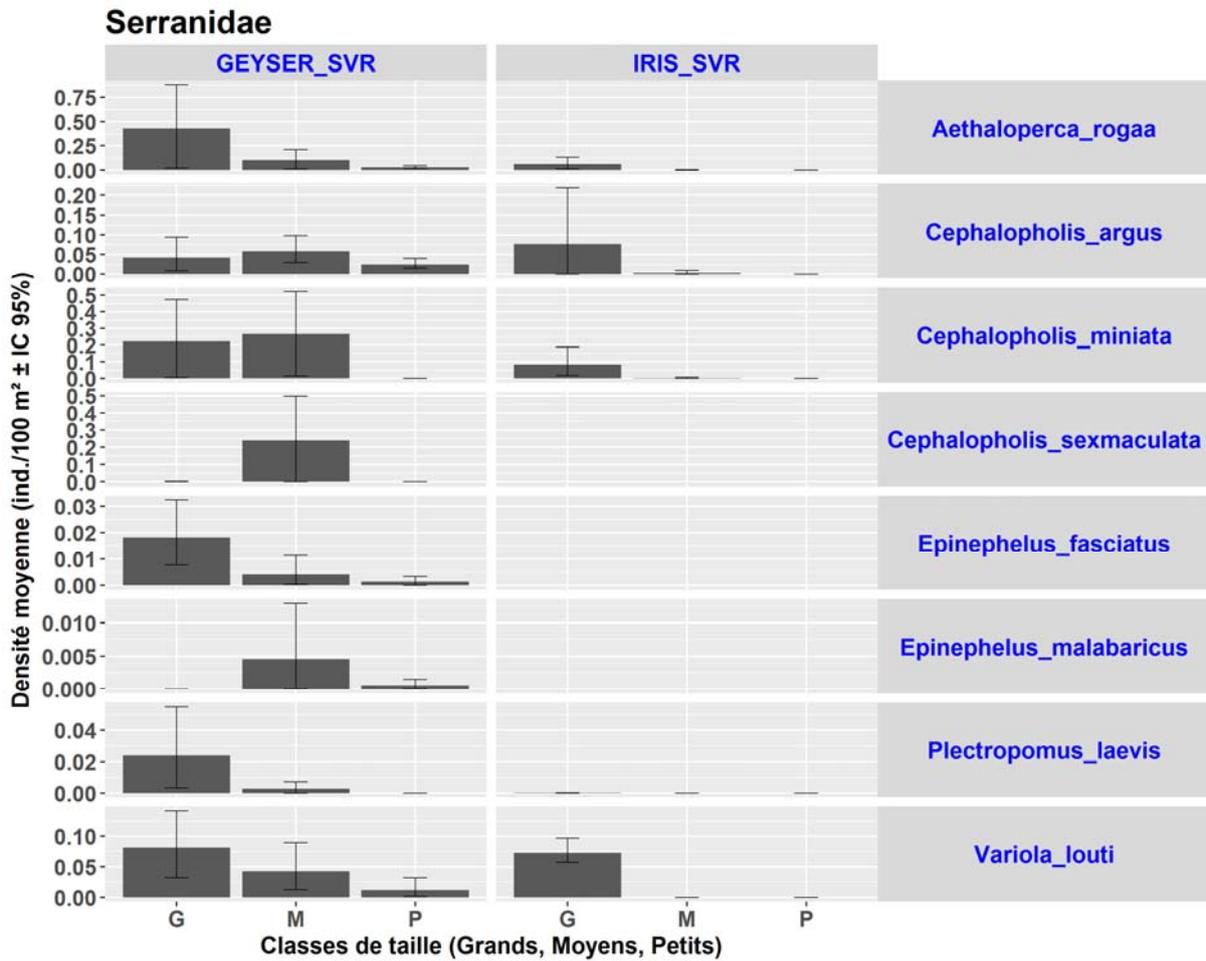
Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) des individus appartenant à la famille des Serranidae, par classes de taille (Grands, Moyens et Petits), observés sur les bancs du Geysier et de l'Iris par la méthode de stations vidéo rotatives (SVR).

ANNEXE 3.8.3 : FREQUENCES D'OCCURRENCE DES ESPECES DE SERRANIDAE OBSERVEES A GEYSER (UVC ET SVR) ET A IRIS (SVR).



Fréquence d'occurrence (%) des différentes espèces de Serranidae observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris, selon la méthode d'observation (UVC, SVR). (Aethroga = *Aethaloperca roga*, Anypleuc = *Anyperodon leucogrammicus*, Cephargu = *Cephalopholis argus*, Cephleop = *Cephalopholis leopardus*, Cephmini = *Cephalopholis miniata*, Cephnigr = *Cephalopholis nigripinnis*, Cephsexm = *Cephalopholis sexmaculata*, Cephspil = *Cephalopholis spiloparea*, Epinfasc = *Epinephelus fasciatus*, Epinfusc = *Epinephelus fuscoguttatus*, Epinhexa = *Epinephelus hexagonatus*, Epinmacr = *Epinephelus macrospilos*, Epinmala = *Epinephelus malabaricus*, Epinmela = *Epinephelus melanostigma*, Epinmerr = *Epinephelus merra*, Epinspil = *Epinephelus spilotoceps*, Epintauv = *Epinephelus tauvina*, Epintuku = *Epinephelus tukula*, Gracalbo = *Gracila albomarginata*, Pleclaev = *Plectropomus laevis*, Plecpunc = *Plectropomus punctatus*, Varilout = *Variola louti*, Varialbi = *Variola albimarginata*).

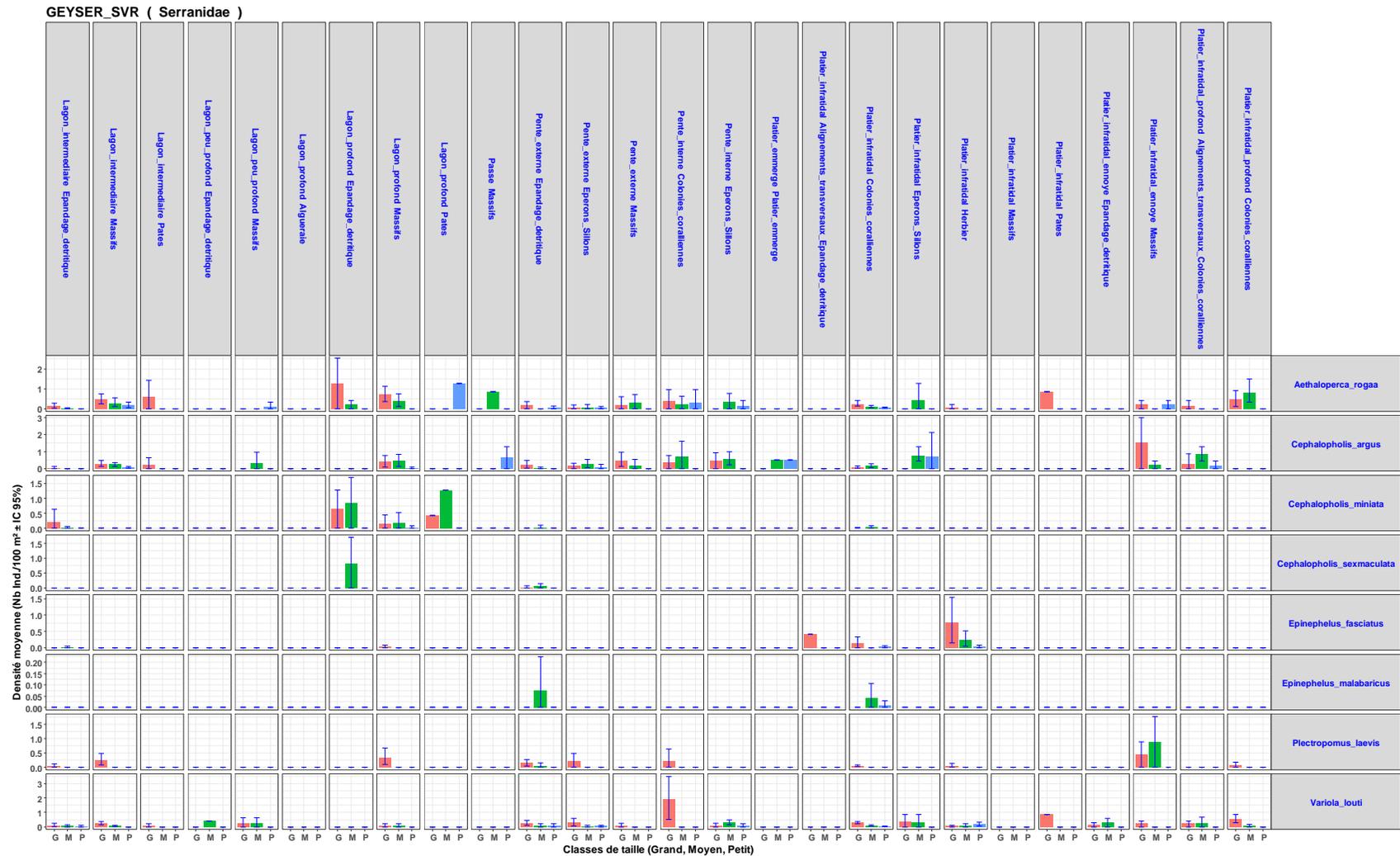
ANNEXE 3.8.4 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE DE HUIT ESPECES DE SERRANIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER ET IRIS.



Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de huit espèces de Serranidae (*A. rogae*, *C. argus*, *C. miniata*, *C. sexmaculata*, *E. fasciatus*, *E. malabaricus*, *P. laevis* et *V. louti*), observées sur les bancs du Geyser et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative). Ces densités sont calculées à l'échelle du banc (Geyser ou Iris) en pondérant les densités moyennes par habitat, par le coefficient « surface de l'habitat / surface totale du banc ».

Annexes

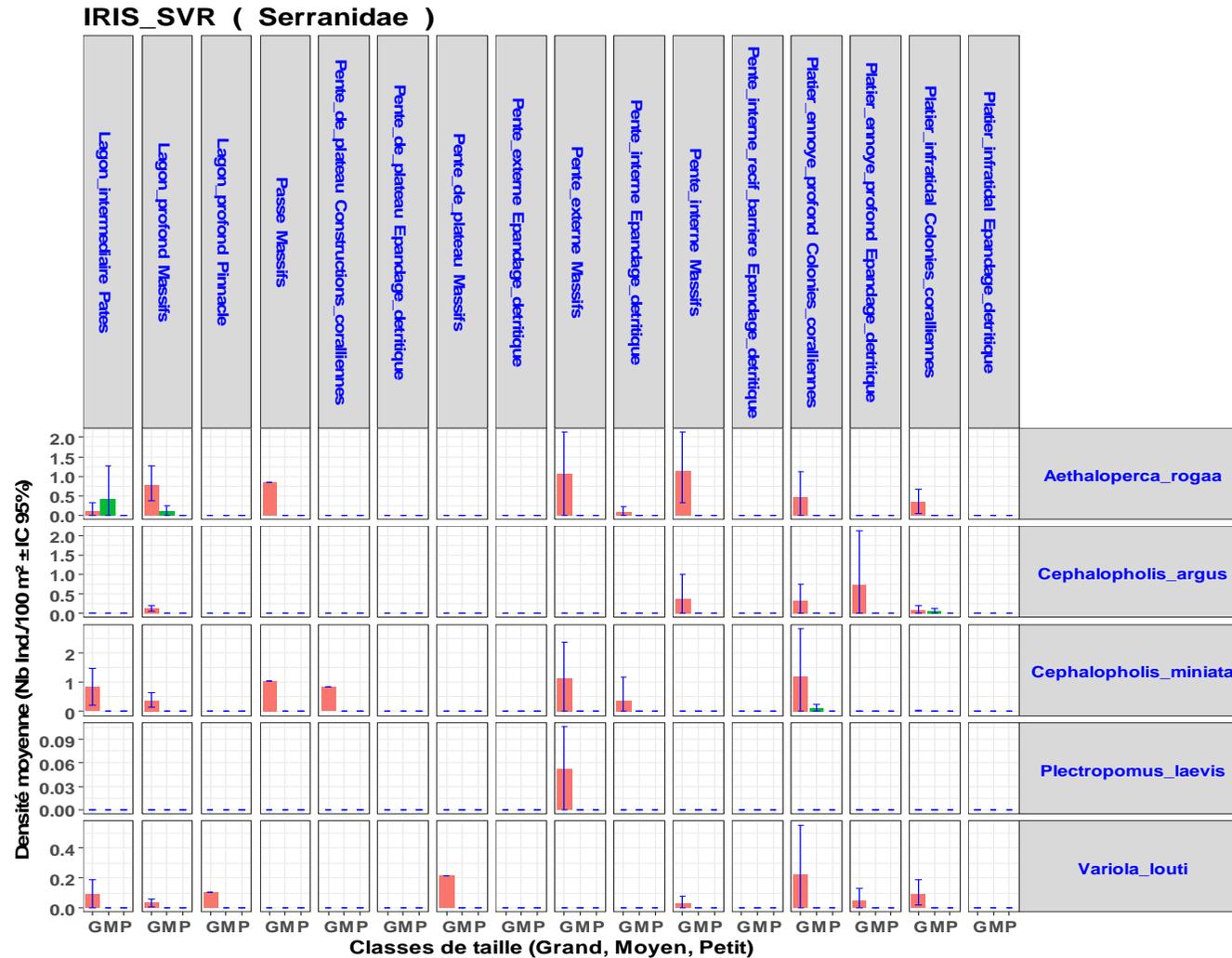
ANNEXE 3.8.5 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT DE HUIT ESPECES DE SERRANIDAE OBSERVEES EN SVR A GEYSER.



Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de huit espèces de Serranidae (*A. rogae*, *C. argus*, *C. miniata*, *C. sexmaculata*, *E. trifasciatus*, *E. malabaricus*, *P.laevis* et *V. louti*), en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc du Geysier SVR (station vidéo)

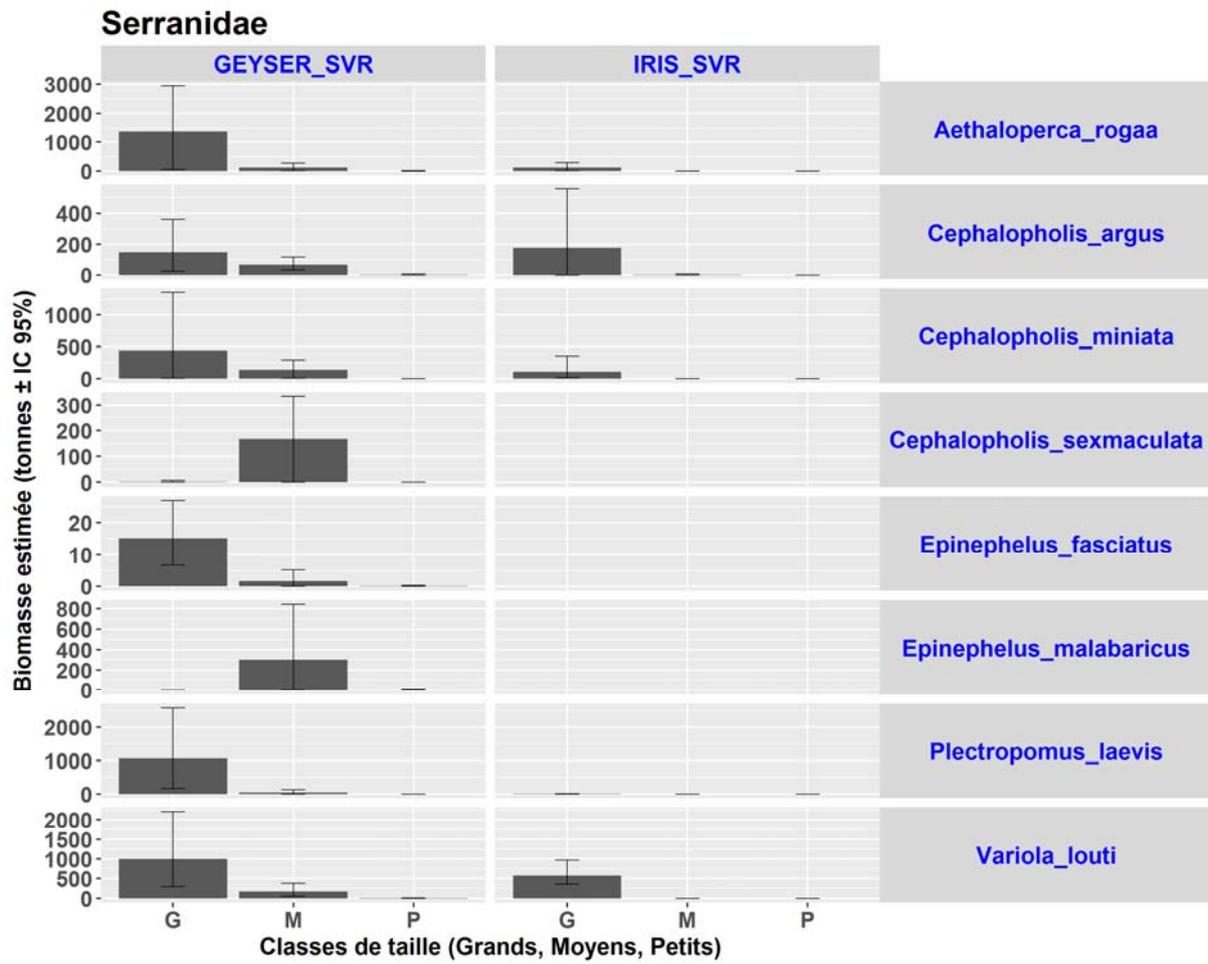
Annexes

ANNEXE 3.8.6 : DENSITES MOYENNES PAR CLASSE DE TAILLE ET PAR HABITAT DE CINQ ESPECES DE SERRANIDAE OBSERVEES EN SVR A IRIS.



Densités moyennes (ind./100m² ± IC 95%) par classes de taille, de cinq espèces de Serranidae (*A. rogaa*, *C. argus*, *C. miniata*, *P. laevis* et *V. louti*), en fonction de l'habitat (typologie N5), observées sur le banc de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

ANNEXE 3.8.7 : BIOMASSE ESTIMÉE PAR CLASSE DE TAILLE DE HUIT ESPÈCES DE SERRANIDAE OBSERVÉES EN SVR A GEYSER ET A IRIS.



Biomasses estimées (tonnes \pm IC 95%) par classes de taille, de huit espèces de Serranidae (*A. rogae*, *C. argus*, *C. miniata*, *C. sexmaculata*, *E. fasciatus*, *E. malabaricus*, *P. laevis* et *V. louti*), observées sur les bancs du Geysier et de l'Iris en SVR (station vidéo rotative).

Annexes

ANNEXE 4 : LISTE DES STATIONS REALISEES EN STAVIRO SUR LE BANC DU GEYSER

Station	Prof.	Latitude	Longitude	GEO_N4	GEO_N5
GE160003	5,4	-12,32628	46,45937	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Eperons_sillons
GE160005	10,6	-12,32071	46,45812	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Eperons_sillons
GE160006	5,7	-12,32355	46,45379	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Eperons_sillons
GE160007	17,1	-12,33607	46,47725	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160008	16,9	-12,33557	46,47712	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160011	12,0	-12,34021	46,43800	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160015	8,4	-12,35193	46,44527	Lagon_peu_profond_5-15m	Lagon_peu_profond_5-15m_Massifs
GE160017	18,5	-12,35505	46,42734	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160018	18,0	-12,35518	46,42745	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160020	3,4	-12,35767	46,43922	Platier_emmerge	Platier_emmerge
GE160024	20,3	-12,34766	46,48672	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Pates
GE160025	31,1	-12,36155	46,51112	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160026	33,5	-12,35213	46,50741	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160027	13,0	-12,35419	46,49025	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160027bis	14,0	-12,35424	46,49022	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160028	13,0	-12,35419	46,49025	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160029	10,4	-12,35903	46,48799	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160030	24,9	-12,35907	46,49281	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160031	10,0	-12,36495	46,50153	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160031bis	12,0	-12,36521	46,50163	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160033	13,1	-12,36221	46,48000	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160034	14,4	-12,36259	46,47899	Lagon_peu_profond_5-15m	Lagon_peu_profond_5-15m_Massifs
GE160035	7,9	-12,36140	46,46839	Lagon_peu_profond_5-15m	Lagon_peu_profond_5-15m_Massifs
GE160037	6,7	-12,36542	46,47362	Pente_interne	Pente_interne_Sillons_eperons
GE160038	10,3	-12,36820	46,47758	Pente_interne	Pente_interne_Sillons_eperons
GE160039	6,2	-12,37162	46,46768	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160041	6,7	-12,37521	46,48675	Pente_interne	Pente_interne_Sillons_eperons
GE160043	17,2	-12,37809	46,50148	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160044	13,3	-12,37319	46,49700	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160044bis	9,8	-12,37340	46,49661	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160045	9,3	-12,38316	46,48818	Platier_infratidal_alignement_s_transversaux	Platier_infratidal_alignements_transversaux_Petits_alignements_transversaux_et_epandage_detritique
GE160048	16,8	-12,38552	46,50181	Lagon_peu_profond_5-15m	Lagon_peu_profond_5-15m_Epandage_detritique
GE160049	26,0	-12,38203	46,51137	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160050	16,6	-12,38812	46,51257	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160051	25,1	-12,38432	46,52137	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160052	28,4	-12,38124	46,52468	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160053	5,1	-12,39329	46,50255	Platier_infratidal_alignement_s_transversaux	Platier_infratidal_alignements_transversaux_Petits_alignements_transversaux_et_epandage_detritique
GE160055	14,9	-12,39402	46,51994	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160056	14,6	-12,39570	46,51744	Pente_interne	Pente_interne_Sillons_eperons
GE160057	20,0	-12,39530	46,52713	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs

Annexes

Station	Prof.	Latitude	Longitude	GEO_N4	GEO_N5
GE160058	22,2	-12,39763	46,52235	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Pates
GE160060	14,1	-12,40161	46,51740	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Alignements_transversaux_Colonies_corallienne
GE160061	18,1	-12,39971	46,52431	Pente_interne	Pente_interne_Sillons_eperons
GE160061bis	15,9	-12,39982	46,52417	Pente_interne	Pente_interne_Sillons_eperons
GE160062	12,0	-12,40174	46,52233	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Alignements_transversaux_Colonies_corallienne
GE160064	14,5	-12,40374	46,53027	Platier_infratidal_ennoye	Platier_infratidal_ennoye_Massifs
GE160068	18,7	-12,41067	46,54022	Platier_infratidal_ennoye	Platier_infratidal_ennoye_Massifs
GE160069	13,6	-12,40630	46,52836	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Alignements_transversaux_Colonies_corallienne
GE160072	23,2	-12,41320	46,53419	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160077	25,2	-12,41813	46,55851	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Colonies_corallienne_dense
GE160078	20,5	-12,41701	46,56020	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Colonies_corallienne_dense
GE160081	25,6	-12,41289	46,56496	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160082	21,2	-12,41114	46,57006	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Colonies_corallienne_dense
GE160083	18,9	-12,41996	46,56524	Passe	Passe_Massifs_Forte_couverture_corallienne
GE160084	18,7	-12,41959	46,56521	Passe	Passe_Massifs_Forte_couverture_corallienne
GE160087	14,9	-12,41316	46,57428	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Colonies_corallienne_dense
GE160089	32,2	-12,40854	46,57708	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160090	17,2	-12,41184	46,57934	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Colonies_corallienne_dense
GE160092	21,2	-12,40567	46,58554	Platier_infratidal_profond	Platier_infratidal_profond_Colonies_corallienne_dense
GE160095	21,3	-12,40046	46,59176	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160099	28,6	-12,39580	46,59433	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160100	22,0	-12,39938	46,59557	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160117	26,5	-12,35848	46,61505	Platier_infratidal_ennoye	Platier_infratidal_ennoye_Epandage_detritique
GE160118	26,4	-12,35832	46,61497	Platier_infratidal_ennoye	Platier_infratidal_ennoye_Epandage_detritique
GE160119	31,6	-12,35090	46,61555	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160120	28,0	-12,35317	46,61386	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160121	15,7	-12,34807	46,61226	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160122	22,8	-12,34880	46,60877	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160123	34,1	-12,34351	46,60194	Lagon_profond	Lagon_profond_Algueraie
GE160125	16,8	-12,34519	46,61420	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160126	14,8	-12,34401	46,61421	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160127	16,0	-12,34321	46,61086	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160128	15,7	-12,34301	46,61284	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160130	16,8	-12,34201	46,61611	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160131	14,5	-12,33841	46,61110	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160132	19,5	-12,33738	46,60836	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160133	15,0	-12,33425	46,61538	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160135	15,1	-12,33028	46,61595	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160136	17,4	-12,32739	46,61368	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160137	33,3	-12,32959	46,60821	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160138	38,9	-12,32667	46,60620	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Pates

Annexes

Station	Prof.	Latitude	Longitude	GEO_N4	GEO_N5
GE160139	17,5	-12,32503	46,61103	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160140	23,1	-12,32421	46,61043	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160160bis	23,3	-12,24478	46,52296	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160169	19,5	-12,28668	46,59334	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160175	16,0	-12,28399	46,59093	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160176	29,8	-12,28351	46,58905	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160177	21,1	-12,28192	46,58522	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160178	22,6	-12,28244	46,58675	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160179	23,1	-12,28166	46,59925	Pente_externe	Pente_externe_Massifs
GE160180	18,3	-12,27909	46,59793	Pente_externe	Pente_externe_Massifs
GE160181	16,4	-12,27910	46,58630	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160182	17,2	-12,27703	46,58421	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160183	16,9	-12,27873	46,58917	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160184	17,1	-12,27552	46,59176	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160185	12,1	-12,27472	46,58371	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Massifs
GE160186	16,1	-12,27247	46,58093	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Epandage_detritique
GE160187	11,9	-12,27415	46,58514	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Pates
GE160189	30,8	-12,27453	46,59857	Pente_externe	Pente_externe_Massifs
GE160192	26,3	-12,27053	46,59145	Pente_externe	Pente_externe_Massifs
GE160193	16,9	-12,26928	46,58707	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160194	16,3	-12,27159	46,58557	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160195	13,5	-12,26767	46,58265	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160196	18,3	-12,26729	46,58187	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160197	18,2	-12,26588	46,57998	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160198	18,3	-12,26549	46,57854	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160199	17,3	-12,26884	46,57704	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Epandage_detritique
GE160200	13,5	-12,26797	46,57520	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160201	17,6	-12,27034	46,57364	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160202	22,0	-12,26919	46,57189	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160203	12,2	-12,26576	46,57504	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160207	16,0	-12,26455	46,57080	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160208	16,4	-12,26380	46,57306	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160211	16,8	-12,26605	46,56725	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160212	25,4	-12,26642	46,56738	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160214	22,8	-12,26837	46,56503	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160214bis	23,3	-12,26843	46,56517	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160215	17,3	-12,26329	46,56637	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160216	17,3	-12,26424	46,56443	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160217	28,8	-12,26183	46,56663	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160218	30,0	-12,26172	46,56344	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160219	16,7	-12,26161	46,55983	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Forte_couverture_corallienne
GE160220	19,5	-12,26349	46,55926	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Forte_couverture_corallienne

Annexes

Station	Prof.	Latitude	Longitude	GEO_N4	GEO_N5
GE160221	16,0	-12,26893	46,56031	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160222	14,4	-12,26593	46,56039	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160223	30,3	-12,26711	46,55515	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160224	22,1	-12,26880	46,55536	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160225	15,0	-12,26322	46,55259	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160226	17,0	-12,26591	46,50109	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160227	18,5	-12,26305	46,55495	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160228	24,9	-12,26190	46,55702	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160230	15,1	-12,26034	46,55560	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160233	34,3	-12,25453	46,54605	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160234	34,4	-12,25523	46,55044	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160235	11,5	-12,25800	46,54879	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160236	11,0	-12,25996	46,54995	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160237	22,7	-12,26519	46,54538	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Pates
GE160238	30,4	-12,26519	46,54480	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160239	19,8	-12,26339	46,54198	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160240	15,4	-12,26034	46,54200	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160241	15,9	-12,25921	46,54477	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160242	14,5	-12,25784	46,54399	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160243	34,1	-12,25329	46,53962	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160244	44,1	-12,25300	46,54025	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160245	15,2	-12,25736	46,53964	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160246	15,2	-12,25632	46,53983	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160247	21,8	-12,25796	46,53687	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160248	15,3	-12,25657	46,53772	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160250	21,2	-12,25970	46,53635	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160251	23,4	-12,25706	46,53074	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160252	26,8	-12,25965	46,53109	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160253	16,2	-12,25491	46,53517	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160254	23,4	-12,25429	46,53472	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160255	19,7	-12,24748	46,52628	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160257	29,2	-12,24745	46,51653	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160260	17,6	-12,25749	46,52240	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160261	14,5	-12,26477	46,51467	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160263	15,0	-12,25883	46,51105	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160265	41,0	-12,25706	46,50648	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160267	17,4	-12,26350	46,51007	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Forte_couverture_corallienne
GE160268	18,4	-12,26184	46,50520	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160269	15,4	-12,26805	46,51054	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160270	28,0	-12,26763	46,51259	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160271	17,8	-12,27112	46,51227	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160273	15,0	-12,27247	46,50799	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs

Annexes

Station	Prof.	Latitude	Longitude	GEO_N4	GEO_N5
GE160275	13,2	-12,26557	46,50366	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160276	12,9	-12,26889	46,50722	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160277	20,4	-12,26354	46,50143	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160279	17,4	-12,26301	46,49675	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160280	19,5	-12,26254	46,49715	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Colonies_coralliennes
GE160281	28,0	-12,26244	46,49557	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160283	13,7	-12,26724	46,49528	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160284	14,8	-12,27094	46,49351	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160286	14,9	-12,27243	46,49715	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160287	20,3	-12,27449	46,49865	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160288	21,8	-12,27509	46,49843	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160288bis	15,5	-12,27241	46,49713	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160289	22,6	-12,27795	46,49132	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160290	22,6	-12,27572	46,49157	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160291	15,2	-12,27378	46,48953	Platier_infratidal	Platier_infratidal_Herbier
GE160292	28,6	-12,27327	46,48767	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160293	31,3	-12,27655	46,48683	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160298	25,1	-12,28630	46,49390	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160299	9,8	-12,28828	46,49384	Pente_interne	Pente_interne_Colonies_coralliennes
GE160301	30,4	-12,28933	46,49817	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160302	10,2	-12,28960	46,49649	Pente_interne	Pente_interne_Colonies_coralliennes
GE160303	7,9	-12,29167	46,49508	Pente_interne	Pente_interne_Colonies_coralliennes
GE160304	10,7	-12,29285	46,49594	Pente_interne	Pente_interne_Colonies_coralliennes
GE160309	17,7	-12,29016	46,48264	Pente_externe	Pente_externe_Massifs
GE160323	13,1	-12,31377	46,48966	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160324	24,2	-12,31297	46,49346	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160325	15,0	-12,31696	46,47955	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160326	16,7	-12,31708	46,48399	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160331	15,3	-12,32459	46,48171	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160332	14,5	-12,32733	46,48193	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160333	13,0	-12,33243	46,49313	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160334	25,1	-12,33066	46,49818	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Pates
GE160335	31,0	-12,33761	46,50366	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160336	17,8	-12,33918	46,49866	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Massifs
GE160339	18,2	-12,29712	46,51712	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160340	19,6	-12,29709	46,51710	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160343	30,1	-12,28831	46,55216	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160344	35,9	-12,28877	46,55101	Lagon_profond	Lagon_profond_Algueraie
GE160345	19,9	-12,29465	46,56293	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160346	22,1	-12,29465	46,56293	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160347	23,3	-12,30960	46,56941	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160348	23,0	-12,30896	46,57100	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs

Annexes

Station	Prof.	Latitude	Longitude	GEO_N4	GEO_N5
GE160349	31,5	-12,31362	46,56727	Lagon_profond	Lagon_profond_Epandage_detritique
GE160350	32,0	-12,31312	46,56664	Lagon_profond	Lagon_profond_Algueraie
GE160351	25,6	-12,31964	46,56888	Lagon_profond	Lagon_profond_Massifs
GE160352	29,5	-12,31845	46,57002	Lagon_profond	Lagon_profond_Pates
GE160400	6,0	-12,34112	46,43749	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160401	9,9	-12,34145	46,43727	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160402	21,3	-12,32442	46,44958	Pente_externe	Pente_externe_Massifs
GE160403	7,7	-12,34740	46,44884	Lagon_peu_profond_5-15m	Lagon_peu_profond_5-15m_Massifs
GE160404	19,8	-12,30324	46,46927	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160405	24,4	-12,33347	46,44158	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160406	15,0	-12,33498	46,44220	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160407	16,0	-12,34427	46,43192	Pente_externe	Pente_externe_Massifs
GE160408	14,5	-12,34550	46,43090	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160409	26,8	-12,34407	46,43097	Pente_externe	Pente_externe_Epandage_detritique
GE160410	15,4	-12,34650	46,42981	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160411	26,3	-12,34437	46,50153	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Pates
GE160413	4,4	-12,35368	46,42768	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160414	13,0	-12,35365	46,42734	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160415	9,7	-12,36297	46,43240	Pente_externe	Pente_externe_Eperons_Sillons
GE160418	24,0	-12,38219	46,51750	Lagon_profond	Massifs
GE160419	23,8	-12,37485	46,50319	Lagon_intermediaire_15-30m	Lagon_intermediaire_15-30m_Epandage_detritique
GE160420	34,6	-12,31987	46,52354	Lagon_profond	Lagon_profond_Algueraie
GE160421	34,7	-12,32211	46,52389	Lagon_profond	Lagon_profond_Epandage_detritique

ANNEXE 5 : RAPPORT CYRIELLE JAC (IRIS)



UNIVERSITE PIERRE ET MARIE CURIE

Paris, France

Thèse de Master

Année 2016-2017

Mention Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie

Spécialité Océanographie et Environnements Marins

Assemblage des communautés ichthyologiques récifales : comparaison entre massifs récifaux et récif barrière

Cyrielle JAC

Réalisé sous la responsabilité de Mr Thomas CLAVERIE
Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte
Université Pierre et Marie Curie

Mémoire de Thèse de Master
Mention Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie
Spécialité Océanographie et Environnements Marins



Assemblage des communautés ichthyologiques récifales : comparaison entre massifs récifaux et récif barrière

Cyrielle JAC

Fait sous la responsabilité de Thomas CLAVERIE
CUFR de Mayotte



35 pages
11 Figures
4 Tableaux
3 Annexes

Boîte Courrier 6, 4 Place Jussieu, 75252 Paris Cedex, France
Année 2016-2017



OCEANOGRAPHIE, ENVIRONNEMENTS
MARINS

Paris, 1 Février 2017

A qui de droit,

L'administration du Master Océanographie, Environnements Marins de l'Université Pierre et Marie Curie, est l'unique dépositaire des manuscrits servant à valider les Thèses de Master. Nous ne diffusons des copies que sur demande écrite et après avoir sollicité l'accord du ou des responsables du stage qui a conduit à l'écriture de la Thèse. En apposant la mention ci-dessous dans la première page du manuscrit (page de couverture intérieure), nous nous engageons à ne pas diffuser le manuscrit et à transmettre toute demande au responsable de stage qui la traitera indépendamment.

Université de Paris VI (U.P.M.C.)
Master mention SDUEE
Océanographie et Environnements Marins
Tour 46/00 - Etage 1 - Boite courrier 6
4, place Jussieu
F-75252 PARIS cedex 05

Pr. Jean-Marc Guarini

Responsable du Master Océanographie, Environnements Marins,

Avertissement/Disclaimer

Cette Thèse de Master a été réalisée de manière indépendante, pour remplir une partie des conditions d'obtention du titre de Master Océanographie, Environnement Marins de l'UPMC. Aucune autre assistance ou source que celles mentionnées n'ont été utilisées. Aucune données ne pourront être prises de ce manuscrit sans l'approbation du responsable de stage.

This Master Thesis has been independently composed for the partial fulfillment of the title of Master of Science in Oceanography, Marine Environment at UPMC. No other than the indicated aid and sources have been used. It has not been presented to any other examination board. No data can be taken out of this manuscript without prior approval of the thesis-promoter.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier le conseil général de Mayotte, l'Agence Française de Développement (AFD), les Terres Antarctiques Australes Françaises (TAAF) et le X^{ème} Fond Européen de Développement (FED) pour le financement du projet EPICURE auquel se rattache ce stage. Leur soutien a permis l'acquisition d'informations essentielles sur les peuplements ichtyologiques et les communautés récifales du banc de l'Iris.

Un grand merci à Thomas CLAVERIE, pour tout l'encadrement, le soutien qu'il m'a apporté mais également la grande liberté qu'il m'a laissé tout au long de ce stage. Merci pour son implication, aussi bien lors de la phase d'acquisition et de traitement des données que lors la rédaction. Sa bonne humeur, ses précieux conseils et sa disponibilité ont rendu ce stage vraiment agréable. Je le remercie également de m'avoir permis de faire du terrain sur un autre projet que le mien et de m'avoir ainsi fait découvrir de nouvelles techniques d'imageries vidéos. Merci.

Merci à Priscilla Dupont pour l'aide lors des identifications difficiles (notamment grâce à sa « bible des poissons de Mayotte »), pour la cartographie précise du banc de l'Iris qu'elle a pu me fournir et pour l'aide bibliographique sur les MCE et les nombreuses discussions que nous avons pu avoir à ce sujet.

Je tiens également à remercier la délégation Ifremer Océan Indien pour leur accueil et la formation sur l'utilisation du système STAVIRO.

Je remercie Claire Golléty, Eliott Sucré et Esméralda Longépée, pour l'accueil avec lequel les étudiants sont reçus à l'université de Mayotte. Pouvoir discuter avec vous si simplement de tous les aspects de la recherche a vraiment été très enrichissant.

Merci à Dimitri pour le temps qu'il m'a accordé, pour ses conseils et son aide sur R. Bonne chance pour la suite de ta thèse ! Merci à Yann pour les différents prêts de matériel et son aide lors de mon installation.

Je me dois également de remercier vivement Sophia, pour ses talents en R, sa bonne humeur journalière et ses délicieux samoussas. Un grand merci à Juliette pour ses nombreuses corrections orthographiques des lettres de motivation, des mails et surtout de ce rapport. Et bien sûr merci à Toni pour sa patience avec mon anglais pourrit et pour m'avoir permis de m'améliorer. Merci à tous les autres stagiaires pour leur soutien moral lors de la rédaction de ce manuscrit.

Enfin merci à ma maman qui m'a soutenue lors de mon erreur de passeport et sans qui mon départ à Mayotte aurait été encore plus chaotique.

Sommaire

Introduction	1
I. Matériel et méthodes	4
1. Zone d'étude	4
a. Le banc de l'Iris.....	4
b. Stations échantillonnées.....	5
2. Matériel vidéo : le STAVIRO	7
3. Analyse des vidéos	7
4. Analyse des données.....	8
a. Etude de la biodiversité des assemblages ichtyologiques.....	8
b. Etude de la diversité fonctionnelle des assemblages ichtyologiques	10
5. Analyses statistiques	12
II. Résultats	13
1. Indices de biodiversité.....	13
2. Analyse fonctionnelle des assemblages ichtyologiques	14
a. Caractérisation de l'espace fonctionnel	14
b. Etude des différences entre les communautés ichtyologique au niveau fonctionnel.....	18
III. Discussion	21
1. Indices de biodiversité.....	21
2. Analyse fonctionnelle des assemblages ichtyologiques	23
3. Quelles particularités pour les massifs récifaux par rapport à la barrière ?...	25
Bibliographie	29

Liste des Figures

Figure 1	Situation géographique du banc de l'Iris
Figure 2	Répartition des stations STAVIRO sur le banc de l'Iris
Figure 3	Une caméra STAVIRO
Figure 4	Indice de Piélou des deux types de récifs
Figure 5	ACM des traits fonctionnels des différentes espèces observées
Figure 6	Disparité de l'espace fonctionnel pour les deux types de récif
Figure 7	Evolution de la disparité fonctionnelle en fonction de la profondeur
Figure 8	Espace fonctionnel des différentes stations effectuées sur des massifs coralliens lagunaires profonds (a) et des différentes stations situées sur le récif barrière (b)
Figure 9	Richesse fonctionnelle des deux types de récif
Figure 10	Indice d'originalité fonctionnelle des deux types de récif
Figure 11	Indice de spécialisation fonctionnelle des deux types de récif

Liste des Tableaux

Tableau 1	Indices de diversité des différents types de récif
Tableau 2	Données relatives au centroïde l'espace fonctionnel
Tableau 3	Originalité fonctionnelle de quelques espèces observées
Tableau 4	Degré de spécialisation de quelques-unes des espèces observées

Liste des symboles

Symboles	Description	Valeur	Unité (S.I)
UVC	Comptage visuel en plongée	-	-
EMC	Ecosystèmes méso coralliens	-	-
STAVIRO	Station Vidéo Rotative	-	-
RS	Richesse spécifique	-	Espèces
Nb _{esp}	Nombre d'espèce par station	-	Espèces
H'	Indice de Shannon	-	-
p _i	Proportion d'abondance de l'espèce i	-	-
n _i	Nombre d'individus pour l'espèce i	-	Ind.100m ²
N	Effectif total	-	Ind.100m ²
J'	Indice de Pielou	-	
λ	Indice de Simpson	-	-
ACM	Analyse des correspondances multiples	-	-
D	Disparité fonctionnelle	-	-
V _a	Variance de l'axe a	-	-
c	Centroïde de l'espace fonctionnel	-	-
A	Nombre d'axes de l'ACM	21	Axes
a _x	Valeurs de l'espèce a sur l'axe x	-	-
n _e	Nombre d'espèces observées	148	Espèces
Fric	Richesse fonctionnelle	-	%
Fori	Originalité fonctionnelle	-	-
Abrel _i	Abondance relative de l'espèce i	-	
Ori _i	Originalité fonctionnelle de l'espèce i	-	-
Ori _{max}	Originalité fonctionnelle maximale des espèces observées	3,035	-
Fspe	Spécialisation fonctionnelle	-	-
Spe _i	Degré de spécialisation de l'espèce i	-	-
Spe _{max}	Degré de spécialisation maximal des espèces observées	6,73	-
ANCOVA	Analyse de la covariance	-	-
T1max	Valeurs maximale de l'axe 1 de l'ACM	-	-
T2max	Valeurs maximale de l'axe 2 de l'ACM	-	-

Introduction

Les récifs coralliens sont considérés comme l'un des écosystèmes les plus productifs et riches en biodiversité de la planète (Connell, 1978). Ils sont le siège d'importantes ressources pour l'homme via l'industrie touristique et surtout grâce aux sources protéiques principalement liées à l'ichtyofaune récifale (Hoegh-Guldberg, 2011). A l'heure actuelle, ces récifs et les communautés ichthyologiques qu'ils abritent sont soumis à des pressions naturelles et anthropiques grandissantes comme la pollution, la surpêche, le réchauffement climatique ou encore les espèces invasives (Mouillot *et al.*, 2013). Pourtant, nous ne comprenons pas encore bien la répartition des espèces au sein des récifs coralliens. Par exemple, il semble que quelques zones telles que des massifs coralliens isolés soient plus attractives que d'autres pour certaines espèces ou certains assemblages (Sale *et al.*, 1994). Il est possible que l'attractivité de ces massifs coralliens, qui reste peu connue, puisse être régie par des processus similaires à ceux des peuplements de récifs artificiels ou de dispositifs concentrateurs de poissons (Fréon & Dagorn, 2000 ; Pickering & Whitmarsh, 1997). En effet, différents facteurs biologiques (prédation, compétition, variabilité dans les dynamiques larvaires ou le recrutement...) et physiques (complexité de l'habitat, température, profondeur, perturbations...) sont connus pour influencer la structure des assemblages de poissons (Garcia-Charton *et al.*, 2004). L'objectif du travail présenté ici a été de mettre en évidence et de quantifier l'influence de la structure récifale (massifs coralliens profonds vs récif barrière) sur la composition spécifique et fonctionnelle des communautés de poissons.

Dans les zones coralliennes, la complexité de l'habitat semble être le principal facteur influençant la diversité et l'abondance en poissons (Bejarano *et al.*, 2011 ; Connell & Jones, 1991 ; Friedlander & Parrish, 1998) En effet, il a été démontré (Cabaitan *et al.*, 2008 ; Gratwicke & Speight 2005a, 2005b ; Wagner *et al.*, 2015) que l'augmentation de la rugosité et la variabilité dans les formes de coraux fournissent plus d'anfractuosités pour se protéger des prédateurs et favorisent la reproduction et la nidification. D'un autre côté, ces accumulations de faune dans de tels habitats permettent également une diversification des sources de nourritures (différentes espèces de coraux) et la présence accrue de poissons de grande taille (plus de 20 cm) causée par une plus grande disponibilité en proie (Jordan *et al.*, 2005). Ainsi, plus le volume et la hauteur du massif corallien est importante, plus l'abondance en poisson

sera élevée (Gratwicke & Speight, 2005a). Cependant, pour certaines espèces comme les poissons démersaux, la taille du massif corallien est négativement corrélée à leur présence (Dempster 2004 ; Hackradt *et al.*, 2011 ; Jordan *et al.*, 2005). D'autres facteurs comme l'isolement des massifs (Gotz *et al.*, 2014) ou leur connectivité avec d'autres habitats (herbiers ou mangroves par exemple) peuvent aussi influencer sur l'abondance en poisson (Grober-Dunsmore *et al.*, 2007). Plusieurs études ont montré que les facteurs d'attractivité d'un massif corallien varient avec l'ontogénie des poissons. Ainsi, les poissons vont migrer tout au long de leur croissance vers des zones plus attractives et notamment possédant une couverture corallienne et une complexité plus importante (Cabaitan *et al.*, 2008).

La profondeur est un deuxième facteur qui semble fortement influencer les assemblages ichthyologiques. Récemment, de nombreuses études se sont intéressées aux écosystèmes coralliens mésophotiques (EMCs) qui, considérés comme des zones protégées (moins de perturbations que les récifs peu profonds), pourraient constituer une source de reproduction viable pour les organismes vivants dans les récifs peu profonds (coraux et poissons) (Bongaerts *et al.*, 2010 ; Bryan *et al.*, 2013 ; Lindfield *et al.*, 2016 ; Thomas *et al.*, 2015). Ces EMCs sont définis comme les écosystèmes coralliens présents entre 30 mètres et la profondeur à laquelle la lumière n'est pas suffisante pour la croissance des coraux dépendants de leurs symbiotes phototrophiques (Bongaerts *et al.*, 2010 ; Kahng *et al.*, 2010). Ainsi avec l'augmentation de la profondeur, la diminution de la quantité de lumière et de l'hydrodynamisme (Kahng *et al.*, 2010), entraînent une modification des taxons coralliens dominants et donc des modifications dans les assemblages de poissons. En effet, même si la majorité des espèces (environ 75 %) présentes dans les écosystèmes coralliens mésophotiques sont communes dans les récifs peu profonds, il apparaît que certaines ne sont présentes que dans ces EMCs (Bejarano *et al.*, 2014 ; Kahng *et al.*, 2010 ; Rosa *et al.*, 2016). De plus avec l'augmentation de la profondeur, une diminution de l'abondance et de la biomasse est observée (Andradi-Brown *et al.*, 2016). En ce qui concerne la richesse spécifique, l'influence de la profondeur sur ce paramètre apparaît très dépendante du lieu d'étude puisque dans les Caraïbes et en Mer rouge un pic de richesse spécifique a été mis en évidence entre 25 et 30 mètres (Brokovich *et al.*, 2008 ; Garcia-Sais, 2010) alors qu'il se situe plutôt entre 52 et 98 mètres en Caroline du Nord (Parker & Ross, 1986).

La diversité spécifique ne reflète pas toujours les variations présentes dans les assemblages ichtyologiques et une attention particulière aux fonctions des espèces dans l'écosystème est souhaitable pour caractériser pleinement un assemblage. En effet, une perturbation peut entraîner un changement dans la structure des communautés (par exemple une diminution des espèces corallivores et une augmentation des espèces herbivores) sans pour autant que la diversité spécifique soit affectée (Lindahl *et al.*, 2001). L'étude de la structure fonctionnelle des écosystèmes, définie comme la quantification de la position que les différentes espèces occupent dans l'écosystème (Mouillot *et al.*, 2013), apporte une approche alternative. En effet, lorsque plusieurs espèces effectuent des fonctions similaires, la diminution de la diversité en espèces peut ne pas avoir d'influence sur la structure fonctionnelle de l'assemblage ichtyologique. De plus, deux écosystèmes ayant une richesse spécifique identique peuvent ne pas avoir la même redondance fonctionnelle et donc pas la même vulnérabilité aux changements impactant l'écosystème (Mouillot *et al.*, 2014). Il est donc nécessaire d'étudier conjointement la diversité des assemblages ichtyologiques et leur structure fonctionnelle. En effet, l'utilisation d'indices de diversité permet de connaître le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique) ainsi que la répartition de l'abondance de celles-ci (Shannon, Piélou, Simpson) (Villéger *et al.*, 2010). L'étude de la structure fonctionnelle des assemblages ichtyologiques permet quant à elle de quantifier la valeur et la gamme des traits fonctionnels qui influencent le fonctionnement de l'écosystème (Villéger *et al.*, 2008).

L'étude de la structure des communautés ichtyologiques nécessite une estimation de la diversité et de l'abondance en espèces de poissons (Mallet & Pelletier, 2014 ; Hackradt *et al.*, 2011). Ainsi, plusieurs techniques peuvent être utilisées comme les recensements visuels en scaphandre autonome (UVC) ou les observations à l'aide de techniques vidéo. Chacune de ces méthodes ayant leurs propres contraintes, les recensements à l'aide de plongeurs contraignent énormément le budget et le nombre de recensement possible. L'utilisation de système vidéo permet de s'affranchir de la présence de plongeurs et donc d'effectuer de nombreuses observations dans un laps de temps réduit, à des profondeurs parfois importantes mais aussi de grandement diminuer l'effet de l'Homme sur le comportement des espèces observées (notamment celles pêchées) (Pelletier *et al.*, 2012).

C'est pourquoi, depuis plusieurs années les scientifiques utilisent de plus en plus les images sous-marines issues de système vidéo (Chabanet *et al.*, 2012 ; Dearden *et al.*, 2010 ; Dunbrack & Zielinski 2003 ; Handley *et al.*, 2010 ; Pelletier *et al.*, 2012 ; Schaner *et al.*, 2009). Le principal intérêt de l'utilisation de techniques vidéo réside dans le fait que chaque film peut être analysé plusieurs fois, limitant ainsi le nombre d'erreurs d'identification et permettant d'observer en même temps les assemblages ichtyologiques et l'habitat.

La présente étude vise à étudier si les massifs coralliens abritent une richesse ichtyologique plus importante que les récifs barrière. Pour répondre à cette thématique nous avons réalisé une estimation de la structure des assemblages à l'aide de méthodes vidéo et analysé les données à l'aide d'informations disponibles sur les traits fonctionnels des différentes espèces. Nous nous sommes spécifiquement demandé (1) Quelle est l'influence de la structure récifale, de la profondeur et de l'isolement des massifs sur la diversité spécifique ? (2) Quelle est l'influence de ces mêmes paramètres sur la diversité fonctionnelle ? Nous anticipons une plus grande richesse spécifique et fonctionnelle sur les massifs isolés que sur la barrière du à leur effet attractif.

I. Matériel et méthodes

1. Zone d'étude
 - a. Le banc de l'Iris

Mayotte est une île volcanique située à l'extrême Nord du Canal du Mozambique entre l'Afrique de l'Est et Madagascar (Wickel *et al.*, 2014). Cette île possède un lagon d'une superficie de 1 100 km² auquel il faut ajouter les 400 km² du banc de l'Iris situé au Nord (Dinhut *et al.*, 2008) (Figure 1). Ce banc est une formation récifale immergée comprenant sur sa bordure un platier qui entoure un lagon entièrement ouvert aux influences des eaux du large. Dans ce lagon, on trouve de nombreux massifs coralliens profonds (profondeur > 30 m) (Andréfouët *et al.*, 2008).

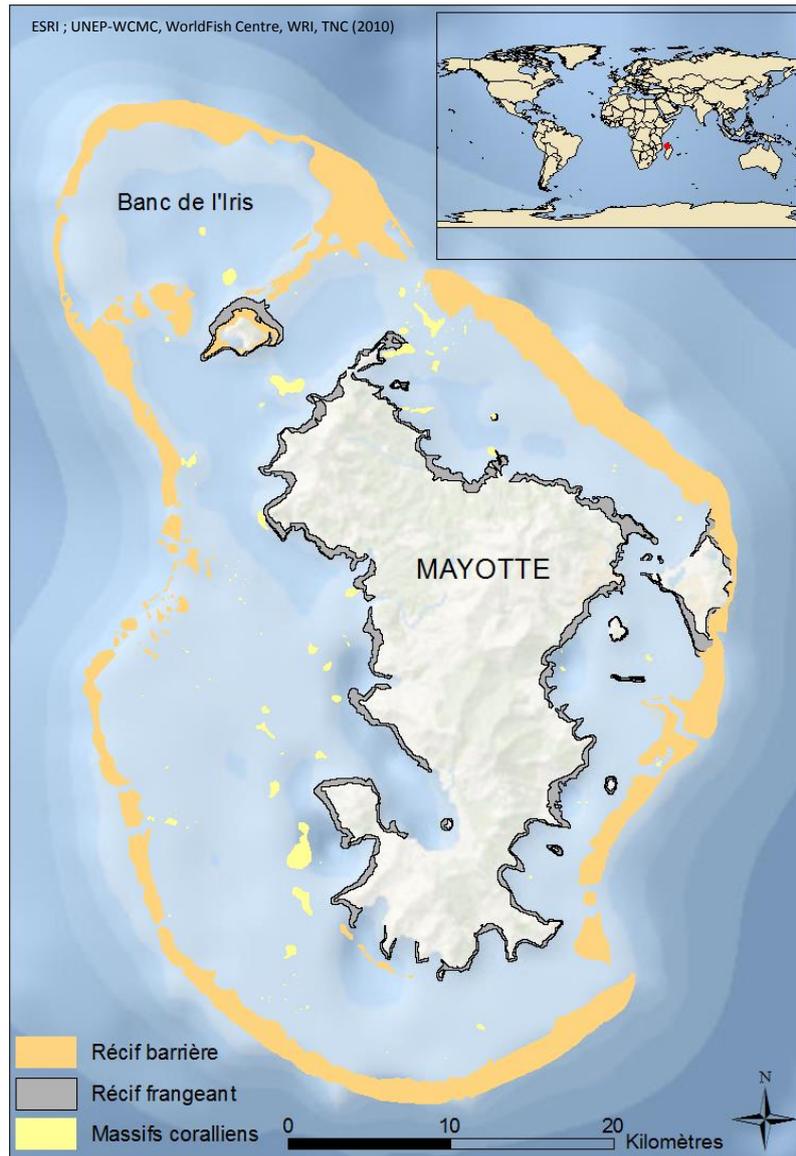


Figure 1 : Situation géographique du banc de l'Iris

b. Stations échantillonnées

Une campagne de pose de caméra a été réalisée sur le banc de l'Iris dans le cadre du projet EPICURE entre le 28 Novembre et le 9 Décembre 2016. Au total, 72 stations ont été effectuées dont 52 ont été validées pour l'analyse de l'ichtyofaune.

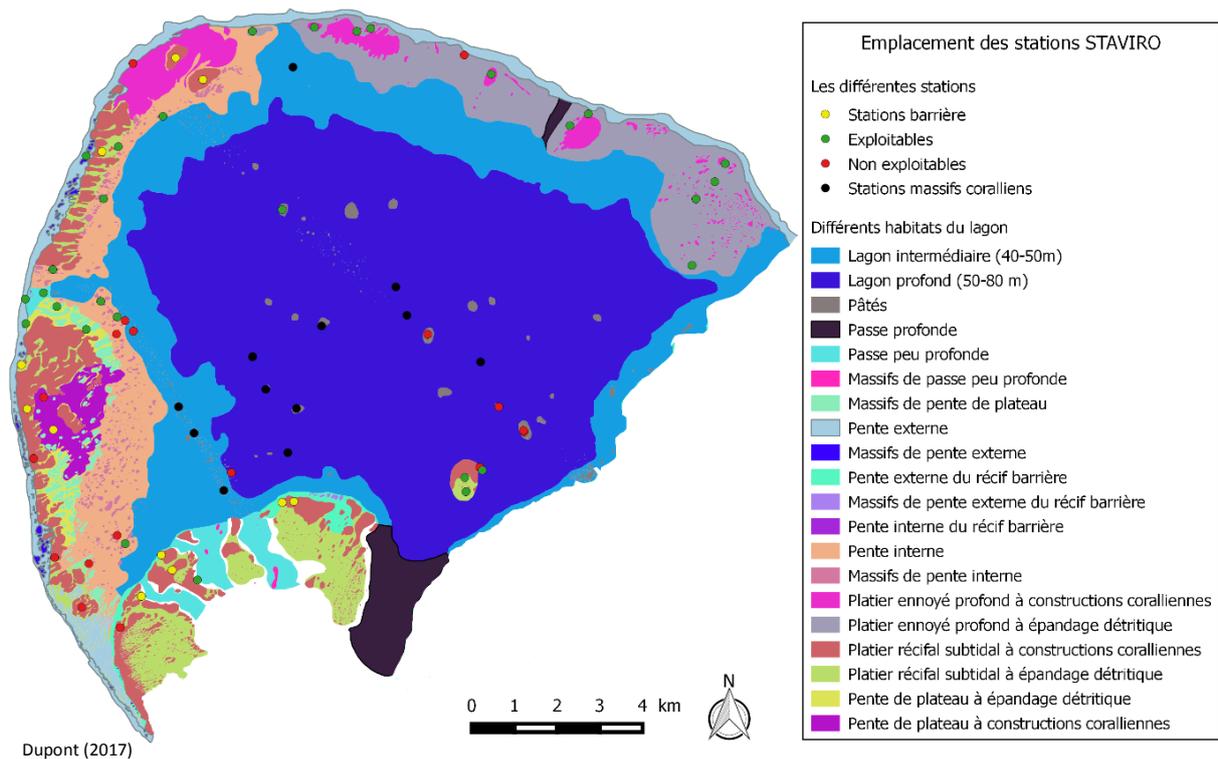


Figure 2 : Répartition des stations STAVIRO sur le banc de l'Iris

Les habitats représentés ici appartiennent à la typologie des unités morphologiques de niveaux 5 (Dupont et al., 2016)

Dans le cadre de cette étude, sur les 52 stations exploitables (Figure 2), 12 stations ont été classées dans la catégorie « massifs coralliens lagunaires profonds » (ici en noir sur la carte) et 11 autres dans la catégorie « récif barrière » (ici en jaune sur la carte). Le choix de l'appartenance de chaque station à un habitat a été réalisé à l'aide d'une cartographie géomorphologique du banc de l'Iris couplé à une analyse photographique (issue des vidéos) de l'habitat. Ainsi les massifs coralliens lagunaires profonds correspondent à des formations coralliennes en forme de pinacles ou de pâtes reposant sur un fond sableux entre 40 et 80 mètres de profondeur et remontant jusqu'à environ 30 mètres. Ils sont donc considérés comme des écosystèmes méso coralliens (EMCs). Les stations « Barrière » sont situées sur le platier et la pente interne du récif barrière à environ 24 mètres de profondeur avec une topographie peu importante.

Les 28 autres stations exploitables de l'étude, situées sur d'autres types d'habitats, n'ont pas été analysées dans le cadre de ce projet.

2. Matériel vidéo : le STAVIRO

Dans le but d'observer la biodiversité récifale, en 2007, l'IFREMER en collaboration avec l'IRD et l'ADECAL ont développé un système vidéo non appâté, autonome, déployé directement depuis un bateau sans intervention de plongeurs : le STAVIRO (Station vidéo Rotative).

Chaque système est composé d'une caméra haute définition contenu dans un caisson étanche qui, couplé à un moteur, effectue une rotation de 60° toutes les 30 secondes. Le STAVIRO réalise donc une rotation complète en 3 minutes (Pelletier *et al.*, 2012). Afin d'assurer la stabilité de la station vidéo, le système est fixé sur des structures métalliques lestées (Figure 3).

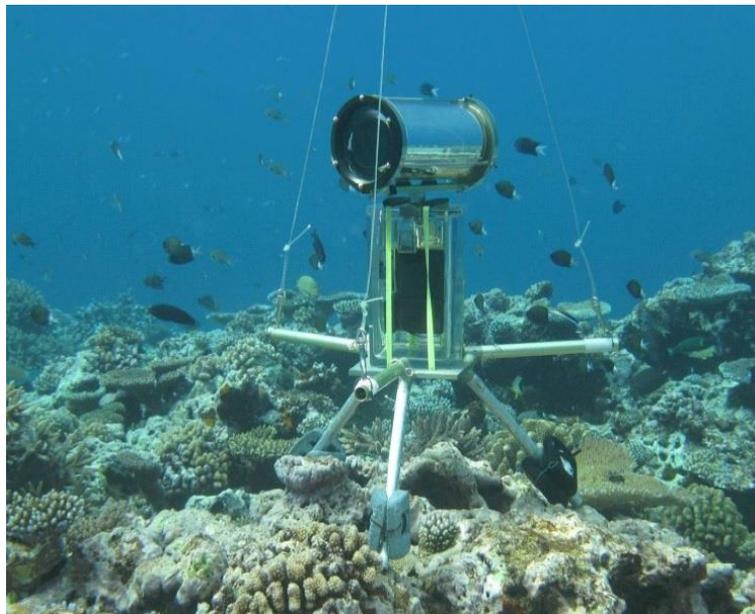


Figure 3 : Une caméra STAVIRO

3. Analyse des vidéos

Afin de limiter au maximum l'impact de la mise en place de la caméra et du bateau sur les communautés ichthyologiques, l'analyse des vidéos a commencé après la pose des STAVIROs et la réalisation d'une rotation complète.

Ce sont ensuite 3 rotations, divisées en 6 secteurs de 30 secondes, qui ont été analysées, soit environ une dizaine de minutes. Dans certains cas, tous les secteurs d'une rotation n'ont pas pu être analysés (caméra filmant la surface ou étant obstrué par une gorgone ou du corail par exemple).

Seules les vidéos contenant au minimum 3 secteurs exploitables ont été conservées. La présence de secteurs non analysés sur certaines stations a ensuite été prise en compte en multipliant par 2 la densité de chaque espèce lorsque 3 secteurs étaient obstrués, par 1,5 quand 2 secteurs étaient inexploitables et par 1,2 pour 1 secteur non-analysable.

Lors de l'analyse des vidéos, tous les poissons présents sur les images de chaque secteur ont été comptés et identifiés au niveau taxonomique le plus fin possible. Afin d'éviter la surestimation du nombre d'individus présents, les individus n'ont pas été pris en compte si un doute concernant un éventuel double comptage était émis.

Les individus ont été comptabilisés dans les 5 premiers mètres autour de la caméra.

4. Analyse des données

a. Etude de la biodiversité des assemblages ichtyologiques

Les poissons ayant été comptabilisés sur 78,5 m² (5 mètres autour de la caméra), les densités de poissons ont ensuite été recalculées pour 100 m² (multiplication par 1,2738). Les individus identifiés seulement au niveau de la famille ont aussi été supprimés du jeu de données avant les analyses.

Quatre indices de biodiversité ont été calculés pour chaque station :

Richesse spécifique

La Richesse spécifique (RS) se définit comme le nombre d'espèces (Nb_{esp}) rencontrées sur chacune des stations (Stirling & Wilsey, 2001).

$$RS = Nb_{esp}$$

Indice de Shannon

L'indice de Shannon (H') permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité d'un milieu d'étude et est sensible aux espèces rares. Ainsi il augmente plus rapidement lorsque l'on ajoute une espèce rare plutôt qu'une espèce commune. Cet indice varie toujours entre 0 (une seule espèce) et $\log_2 S$ (où S est le nombre total d'espèce ; lorsque toutes les espèces ont la même abondance) (Grall & Coïc, 2006).

$$H' = - \sum_{i=1}^{RS} p_i \cdot \log_2(p_i)$$

Où $p_i = n_i/N$ représente la proportion d'abondance d'une espèce i (n_i étant le nombre d'individus de l'espèce et N le nombre total d'individus observés).

Indice de Pielou

L'indice de Pielou se définit comme le rapport entre l'indice de Shannon (H') et le logarithme de base 2 de la richesse spécifique (RS).

Il permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Ainsi il varie de 0 (lorsqu'il y a dominance d'une des espèces) à 1 (lorsque les individus sont équirépartit dans les espèces) (Grall & Coïc, 2006).

$$J' = \frac{H'}{\log_2(RS)}$$

Indice de Simpson

L'indice de Simpson exprime la probabilité que deux individus échantillonnés de façon aléatoire et indépendante d'une communauté appartiennent à la même espèce (Karydis & Tsirtsis, 1996). Ainsi, plus l'indice est faible, plus la station analysée est riche en diversité.

$$\lambda = \frac{\sum_{i=1}^{RS} n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Où n_i est le nombre d'individus de l'espèce i et N le nombre total d'individus observés

b. Etude de la diversité fonctionnelle des assemblages ichthyologiques

L'écologie fonctionnelle est basée sur l'utilisation des traits fonctionnels qui sont définis comme des attributs biologiques influençant le fonctionnement d'un organisme (Violle *et al.*, 2007). Ici, 5 traits écologiques ont été étudiés. Le premier est la taille moyenne (en cm) des individus à l'âge adulte dans la région. Ce trait a été classé en 6 catégories (0-7 ; 7,1-15 ; 15,1-30 ; 30,1-50 ; 50,1-80 ; + de 80). Le régime alimentaire a aussi été étudié en classant chaque espèce dans une des 7 catégories (herbivores-détritivores, herbivores de macroalgues, invertivores sessiles, invertivores mobiles, planctonivores, piscivores, omnivores). Le troisième trait étudié est la position dans la colonne d'eau des individus, ainsi les espèces peuvent-être benthiques, benthopélagiques ou pélagiques. Le comportement grégaire a aussi été analysé en répartissant les espèces dans 5 catégories (solitaire, par paire, petit groupe (3 – 30 individus), moyen groupe (20 – 50 individus), grand groupe (+ de 50 individus). La mobilité des espèces a aussi été observée permettant ainsi de définir les espèces comme sédentaire, mobile dans un récif ou encore mobile entre les récifs. Enfin les poissons ont été répartis en 3 catégories (diurne, diurne et nocturne, nocturne) en fonction de la période pendant laquelle ils sont les plus actifs (Mouillot *et al.*, 2014).

Une analyse des correspondances multiples (ACM) a ensuite été effectuée sans contraintes (aucune désignation des valeurs propres minimales ou de nombre maximal d'axes) afin d'obtenir une carte fonctionnelle multidimensionnelle.

Les indices suivants ont été calculés pour chaque station :

Disparité fonctionnelle

La disparité fonctionnelle (D) peut être définie comme la somme des variances de chacun des axes de l'ACM. Ainsi, la variance des différents axes de l'ACM a été calculée, selon la répartition des espèces dans chacun des habitats. Puis ces variances ont été sommées afin d'obtenir la disparité fonctionnelle des stations « massifs coralliens » et « barrière » (Villier & Eble, 2004). Plus cette disparité est importante plus l'espace fonctionnel étudié est grand.

$$D = \sum_{a=1} V_a$$

Où V_a est la variance pour l'axe a en fonction des espèces présentes

Centroïde de l'espace fonctionnel

Le centroïde de l'espace fonctionnel (c) peut être défini comme la moyenne des moyennes de chaque axe de l'ACM, calculée selon de la répartition des espèces (Anderson *et al.*, 2006).

$$c = \frac{1}{A} \sum_{e=1}^A \left(\frac{1}{n_e} \sum_{a=1}^e a_x \right)$$

Où A est le nombre d'axes de l'ACM, a_x les valeurs de l'espèce a sur l'axe x et n_e le nombre d'espèces observées

Richesse fonctionnelle

La richesse fonctionnelle (Fric) représente le volume maximal de l'espace fonctionnel occupée par la communauté (Villéger *et al.*, 2008). Ainsi, plus la richesse fonctionnelle est grande, plus la diversité fonctionnelle de l'assemblage est importante. Cet indice est sensible à la présence d'espèces extrêmes.

Originalité fonctionnelle

L'originalité fonctionnelle (Ori) représente l'isolement d'une espèce dans l'espace fonctionnel occupé par une communauté donnée. Ainsi, elle indique la rareté moyenne de toutes les caractéristiques biologiques de chaque espèces (Buisson *et al.*, 2013).

Plus l'indice d'originalité (calculé à partir de l'originalité fonctionnelle de chaque espèce ; FOri) tend vers 1 plus il y a d'espèces aux fonctions originales.

$$FOri = \frac{\sum_{i=1} Abrel_i Ori_i}{Ori_{max}}$$

Où $Abrel_i$ est l'abondance relative de l'espèce i , Ori_i l'originalité fonctionnelle de l'espèce i et Ori_{max} , l'originalité fonctionnelle maximale

Spécialisation fonctionnelle

Lorsque toutes les espèces de l'assemblage sont représentées dans un espace fonctionnel en fonction de leur valeur pour chacun des traits étudiés, le degré de spécialisation (Spe) d'une espèce peut être défini comme la distance euclidienne de cette espèce au centroïde de l'espace fonctionnel. Ainsi, les espèces dites « généralistes » se trouvent au centre de l'espace fonctionnel et les espèces « spécialistes » en périphérie (Mouillot *et al.*, 2013). Plus l'indice de spécialisation fonctionnelle (Fspe), calculé à partir du degré de spécialisation de chaque espèce, tend vers 1 plus il y a d'espèces spécialistes dans l'écosystème considéré.

$$Fspe = \frac{\sum_{i=1} Ab_{rel_i} Spe_i}{Spe_{max}}$$

Où Ab_i est l'abondance relative de l'espèce i , Spe_i le degré de spécialisation de l'espèce i et Spe_{max} , le degré de spécialisation maximale

Les différents indices fonctionnels ont été calculés à l'aide des scripts réalisés par Villéger [1].

5. Analyses statistiques

L'influence du type de récif, de la profondeur et de la distance au récif a été examinée sur les indices de diversité, la disparité et le centroïde de l'espace fonctionnel. En ce qui concerne la distance au récif, la valeur 0 a été attribuée pour les stations sur la barrière, pour les autres stations, la distance au récif barrière le plus proche a été mesurée sur QGIS® à l'aide de la cartographie du site. Concernant les indices de diversité fonctionnelle (richesse fonctionnelle, originalité fonctionnelle et spécialisation fonctionnelle), au vue des résultats obtenus pour la diversité spécifique, seule l'influence du type de récif a été testée. Pour cela, après avoir vérifié la normalité des données (tests Shapiro-Wilk) et l'homogénéité des variances (tests de Bartlett) des analyses de la covariance (ANCOVAs), des tests Students ou des tests Kruskal-Wallis (pour les indices fonctionnels) ont été réalisées.

Toutes les analyses des données ont été effectuées sous R 3.3.1 (R core team, 2015).

II. Résultats

1. Indices de biodiversité

Lors de ces analyses, 182 espèces provenant de 32 familles différentes ont été observées sur les 28 stations analysées lors de cette étude (dans les 5 mètres autour de la caméra).

Concernant les indices de biodiversité, la richesse spécifique semble plus élevée sur les massifs lagunaires profonds que sur le récif barrière ($RS_{\text{massifs}} = 32,6 \pm 9,33$ SD vs. $RS_{\text{barrière}} = 25,27 \pm 8,96$ SD) mais cela n'apparaît pas comme significatif ($F_{1,18} = 1,153$, $p > 0,05$) (Tableau 1).

Tableau 1 : Indices de diversité des différents types de récif

Les valeurs significatives sont ici représentées en gras ; $F_{dd1,dd2}$ représente la statistique du test Fisher et p la p -value

Indices de diversité	Effectif	Structure récifale	Moyenne \pm écart type	$F_{1,18}$	p
Richesse spécifique	12	Massifs	32,66 \pm 9,33	1,153	0,297
	11	Barrière	25,27 \pm 8,96		
Shannon	12	Massifs	2,52 \pm 0,47	0,586	0,454
	11	Barrière	2,58 \pm 0,41		
Simpson	12	Massifs	0,81 \pm 0,11	2,548	0,128
	11	Barrière	0,86 \pm 0,05		
Piélou	12	Massifs	0,236 \pm 0,03	7,9078	0,011
	11	Barrière	0,27 \pm 0,02		

Similairement, aucune différence significative n'a été observée pour les indices de Simpson et de Shannon quelle que soit la variable testée, même s'ils semblent plus élevés pour les stations sur la barrière que les stations sur les massifs (Annexe 1).

L'indice de Piélou est significativement plus important (Figure 4) pour les stations sur la barrière que pour celles sur les massifs coralliens. Quel que soit l'indice de diversité testé, les autres covariables (distance au récif et profondeur), n'ont pas d'effet significatif (Annexe 1).

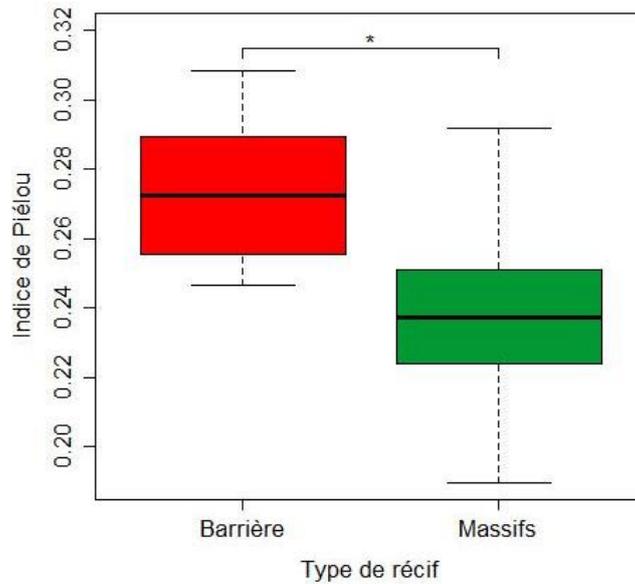


Figure 4: Indice de Pielou des deux types de récif
 * indique que $P < 0,05$

2. Analyse fonctionnelle des assemblages ichthyologiques
 a. Caractérisation de l'espace fonctionnel

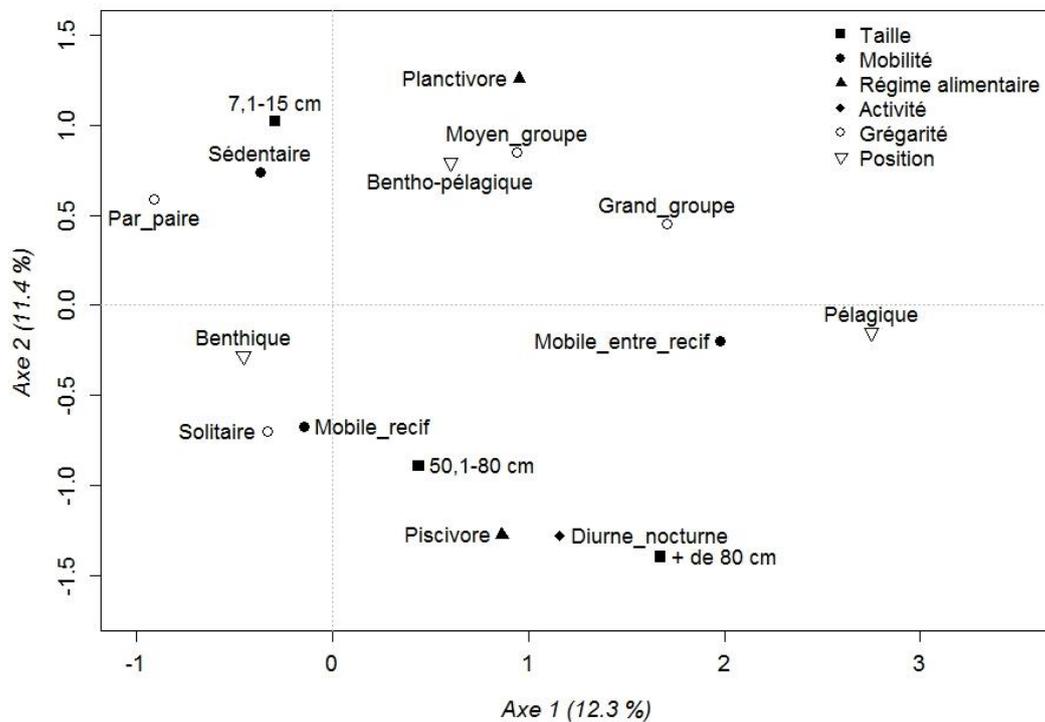


Figure 5: Analyse des correspondances multiples des traits fonctionnels des différentes espèces observées

Ici, ce sont les facteurs (taille, mobilité, régime alimentaire, activité, grégarité, position) qui sont représentés à l'aide de leur coordonnées factorielles

L'axe 1 discrimine principalement les petits individus benthiques sédentaires à gauche et les grands organismes pélagiques majoritairement piscivores à droite (Figure 5). L'axe 2 quand à lui différencie les organismes solitaires, benthiques, généralement mobiles sur le récif et les individus planctonivores vivant en très gros banc. Ces deux axes comptent respectivement pour 12,3% et 11,4% de la variance. Ainsi, pour la suite des analyses, les 5 premiers axes de l'ACM, correspondant à 46% de la variance, ont été conservés.

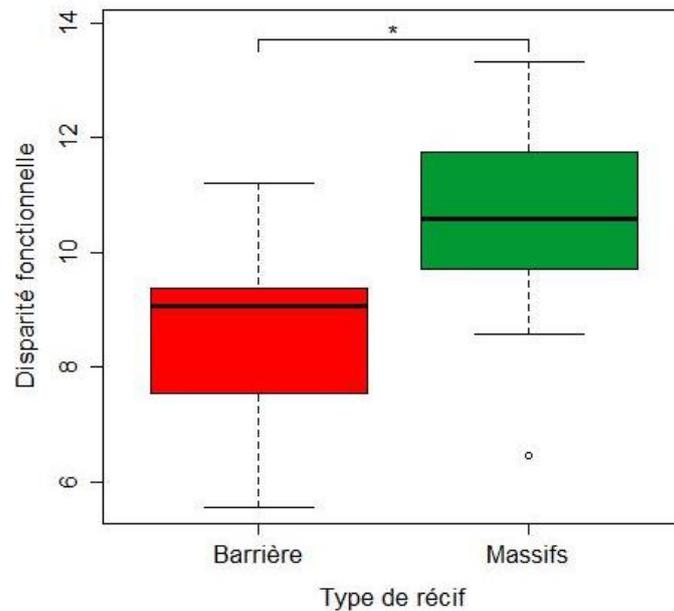


Figure 6 : Disparité de l'espace fonctionnel pour les deux types de récif

** indique que $P < 0,05$*

Concernant la disparité de l'espace fonctionnel des communautés ichthyologiques étudiées, une différence significative a été observée seulement en fonction du type de récif ($F_{1,18} = 7,747$, $p = 0,012$; Figure 6) et en fonction de la profondeur ($F_{1,18} = 4,963$, $p = 0,039$). En effet, la disparité fonctionnelle augmente entre 12 et environ 30 mètres puis diminue ensuite avec l'accroissement de la profondeur (Figure 7). Une grande variabilité dans les résultats est cependant observée, principalement en ce qui concerne les stations présentes sur le récif barrière.

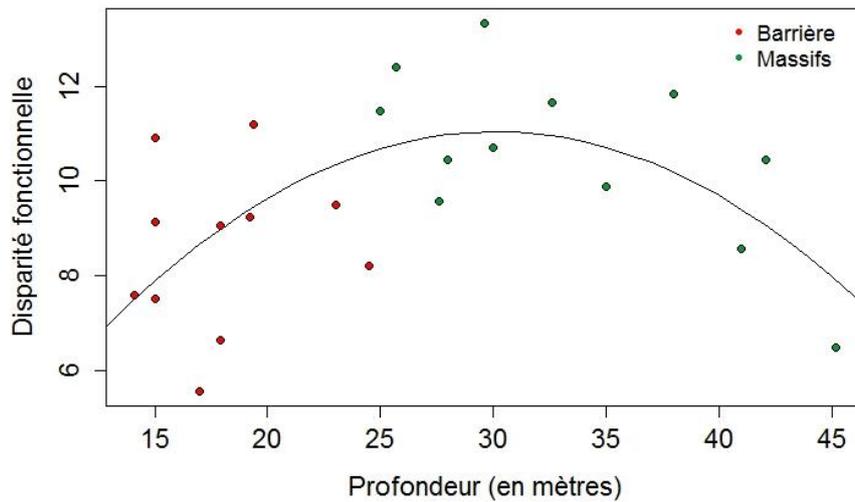


Figure 7 : Evolution de la disparité fonctionnelle en fonction de la profondeur

Aucune influence significative de la distance ($F_{1,18} = 1,955$, $p = 0,179$) ou de l'interaction entre ces variables ($F_{1,18} = 2,762$, $p = 0,114$) n'a été observée. Parallèlement à cela, aucune différence significative n'a été observée en ce qui concerne la valeur du centroïde de l'espace fonctionnel quelle que soit la variable étudiée (Tableau 2).

Tableau 2 : Données relatives au centroïde de l'espace fonctionnel

Les valeurs significatives sont ici représentées en gras ; $F_{ddl1,ddl2}$ représente la statistique du test Fisher et p la p -value

	Moyenne ± écart type	$F_{1,18}$	p
Type de récif			
Massifs	0,118 ± 0,105	2,712	0,117
Barrière	0,054 ± 0,168		
Profondeur	-	1,123	0,303
Distance au récif	-	0,141	0,711

Pour le facteur profondeur, seule une différence significative en ce qui concerne la disparité fonctionnelle a été observée. Pour la variable « distance au récif » aucune différence significative n'a été observée que ce soit sur la diversité spécifique ou au niveau fonctionnel. Dans ce cadre, ces variables n'ont pas été étudiées pour les analyses fonctionnelles suivantes.

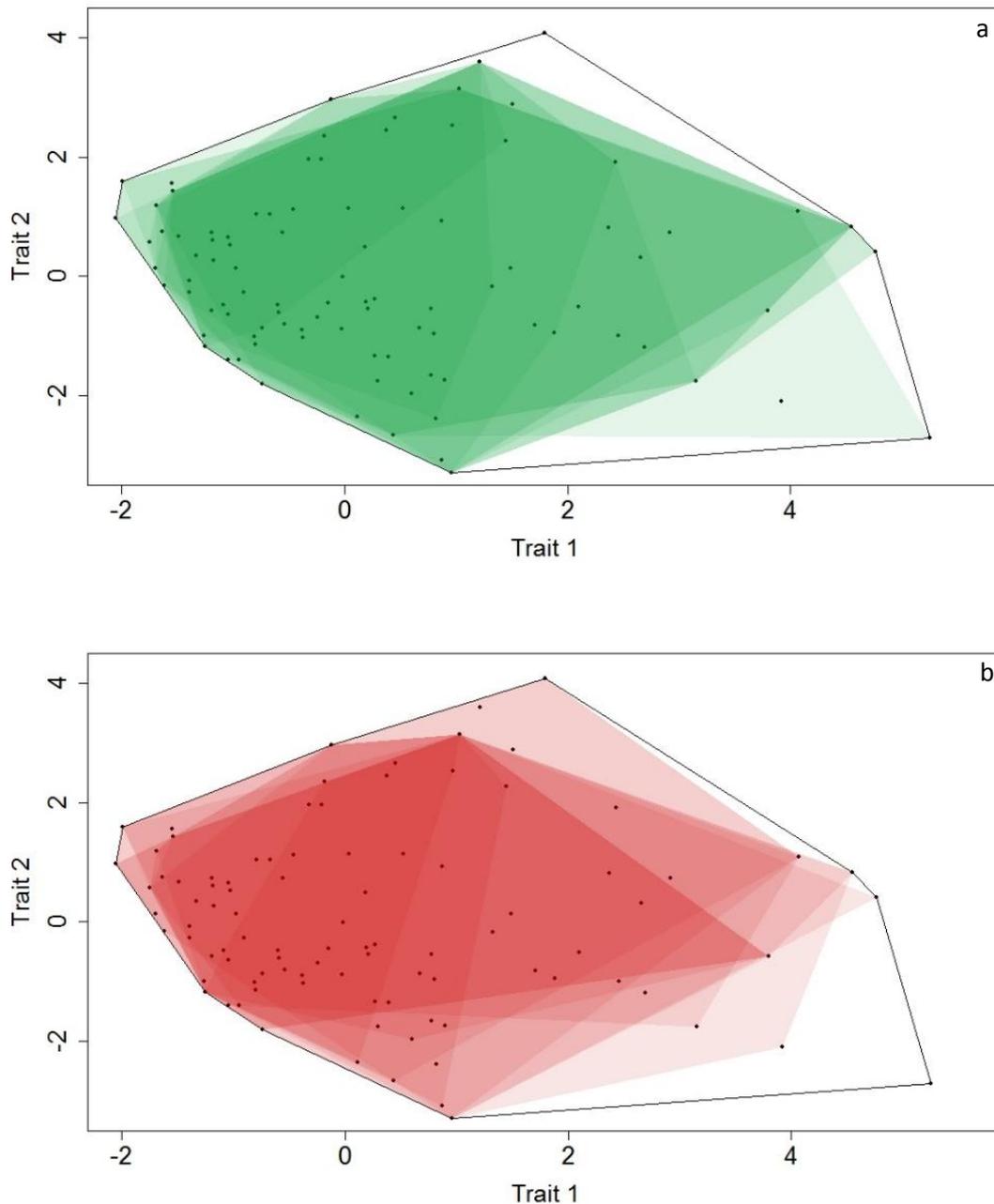


Figure 8 : Espace fonctionnel des différentes stations effectuées sur des massifs coralliens lagunaires profonds (a) et des différentes stations situées sur le récif barrière (b)

Chaque polygone vert ou rouge superposés correspond à une station et le polygone incolore entouré de noir représente l'espace fonctionnel total de cette étude (barrière et massifs)

Concernant l'espace fonctionnel des deux types de récif, la variabilité entre les stations semble plus faible pour les massifs coralliens que pour le récif barrière (couleur plus diffuse pour ce dernier ; Figure 8). De plus, l'espace fonctionnel de la majorité des stations (couleur plus foncée sur le graphique) semble être plus restreint pour le récif barrière que pour les massifs lagunaires profonds (Figure 6 et 8).

Concernant la richesse fonctionnelle (Fric), elle est significativement plus importante ($Khi^2_1 = 7,333$, $p = 0,007$) sur les massifs coralliens que sur la barrière puisqu'il représente au maximum 95 % de l'espace fonctionnel total contre 90 % pour le récif barrière (Figure 9). Environ 85% de l'espace fonctionnel total a été observé sur les deux types de récifs (en bleu sur le graphique) et un déplacement d'environ 15 % de cet espace a été mis en évidence. En effet, l'espace fonctionnel du récif barrière contient des valeurs plus importantes pour le trait 2 que celle des massifs ($T2_{max_{barrière}} = 4,073$ vs. $T2_{max_{massifs}} = 3,601$). En ce qui concerne le trait 1, c'est les massifs coralliens lagunaires profonds qui ont des valeurs plus importantes que le récif barrière ($T1_{max_{massifs}} = 5,254$ vs. $T1_{max_{barrière}} = 4,543$).

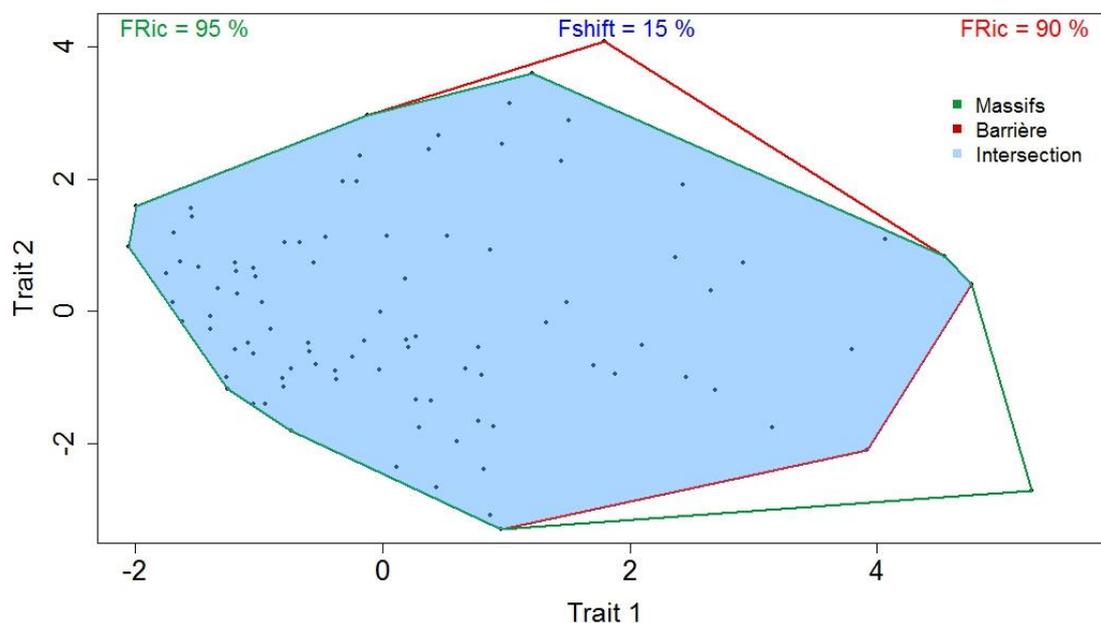


Figure 9 : Richesse fonctionnelle des deux types de récif

b. Etude des différences entre les communautés ichthyologique au niveau fonctionnel

L'espèce avec la plus forte originalité fonctionnelle est le vivaneau chien rouge (*Lutjanus bohar*) suivi de la licorne bossue (*Naso brachycentron*) et de la carangue bleue (*Caranx melampygus*) (Tableau 3 ; Annexe 2). Les espèces possédant les plus fortes originalités sont présentes uniquement sur les massifs lagunaires profonds. Pour les espèces ayant une très faible originalité fonctionnelle, certaines ont été observées uniquement sur la barrière (*Acanthurus nigricauda* (Dunker & Mohr), *Arothron nigropunctatus* (Bloch & Schneider)), d'autres seulement sur les massifs (*Bodianus anthioides* (Bennett), *Ostacion*

cubicus (Linnaeus)) ou encore sur les deux types de constructions coralliennes (*Zebrasoma scopas* (Cuvier)).

Tableau 3 : Originalité fonctionnelle de quelques espèces observées

Espèces	Originalité fonctionnelle	Lieu de présence
<i>Lutjanus bohar</i> (Forsskal)	3,035	Massifs
<i>Naso brachycentron</i> (Valenciennes)	2,704	Massifs
<i>Caranx melampygus</i> (Cuvier)	2,537	Massifs
<i>Chaetodon lunula</i> (Lacepède)	2,486	Massifs
<i>Carcharhinus amblyrhynchos</i> (Bleeker)	2,327	Massifs
<i>Bodianus anthioides</i> (Bennett)	$2,234 \cdot 10^{-15}$	Massifs
<i>Acanthurus nigricauda</i> (Dunker & Mohr)	$5,739 \cdot 10^{-15}$	Barrière
<i>Zebrasoma scopas</i> (Cuvier)	$5,739 \cdot 10^{-15}$	Massifs, Barrière
<i>Arothron nigropunctatus</i> (Bloch & Schneider)	$6,939 \cdot 10^{-16}$	Barrière
<i>Ostacion cubicus</i> (Linnaeus)	$6,939 \cdot 10^{-16}$	Massifs

L'originalité fonctionnelle représente la distance entre une espèce et son voisin le plus proche

L'indice d'originalité fonctionnelle (Figure 10) apparait significativement ($t_{21} = - 2,941$, $p = 0,008$) plus élevé sur les massifs coralliens que sur le récif barrière ($FOri_{massifs} = 0,353 \pm 0,028$ SD vs. $FOri_{barrière} = 0,313 \pm 0,036$ SD).

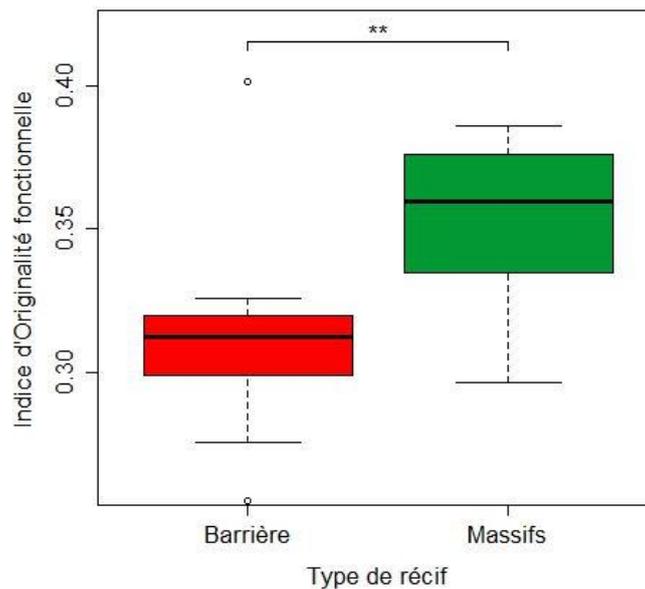


Figure 10 : Indice d'originalité fonctionnelle des deux types de récif

** indique que $P < 0,01$

L'espèce avec le plus fort degré de spécialisation est la carangue bleue (*Caranx melampygus*) suivie du fusilier de Marr (*Caesio xanthonata*) et la licorne grise (*Naso hexacanthus*) (Tableau 4 ; Annexe 3). Il apparait que des espèces ayant un fort ou un faible degré de spécialisation sont présentes sur les deux types de structures coralliennes.

Tableau 4 : Degré de spécialisation de quelques-unes des espèces observées

Espèces	Spécialisation fonctionnelle	Lieu de présence
<i>Caranx melampygus</i> (Cuvier)	6,734	Massifs
<i>Caesio xanthonata</i> (Bleeker)	6,370	Massifs, Barrière
<i>Naso hexacanthus</i> (Bleeker)	6,039	Massifs, Barrière
<i>Aprion virescens</i> (Valenciennes)	5,619	Barrière
<i>Carcharhinus amblyrhynchos</i> (Bleeker)	4,575	Massifs
<i>Oxycirrhites typus</i> (Bleeker)	1,489	Massifs
<i>Cirrhichthys oxycephalus</i> (Bleeker)	1,489	Massifs, Barrière
<i>Sufflamen chrysopterum</i> (Bloch & Schneider)	1,445	Massifs, Barrière
<i>Heteroconger hassi</i> (Klausewitz & Eibl-Eibesfeldt)	1,409	Barrière
<i>Chaetodon falcula</i> (Bloch)	1,277	Massifs

Le degré de spécialisation fonctionnelle représente la distance entre une espèce et le centroïde de l'espace fonctionnel total de cette étude (barrière et massifs)

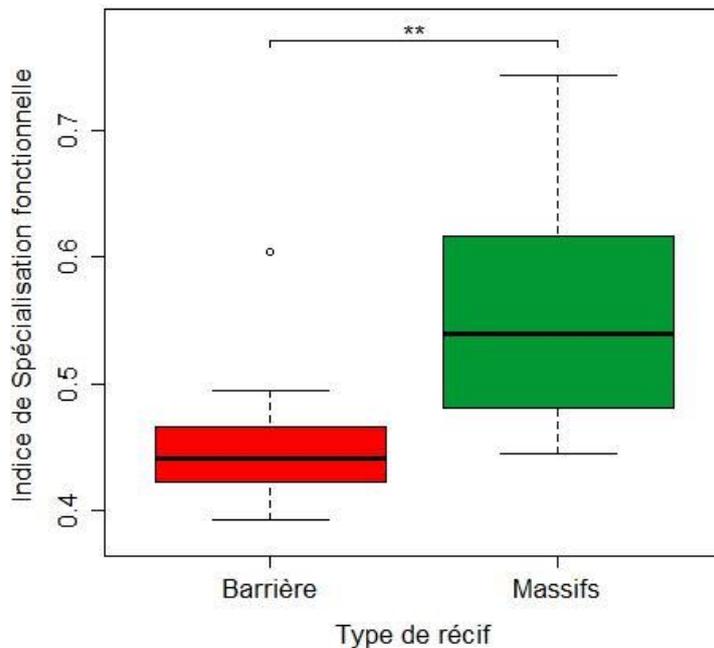


Figure 11 : Indice de Spécialisation fonctionnelle des deux types de récif

** indique que $P < 0,01$

En ce qui concerne l'indice de spécialisation fonctionnelle (Figure 11), celui-ci est significativement plus important ($Khi^2_1 = 8,727$, $p = 0,003$) au sein des communautés ichtyologiques des massifs coralliens qu'au sein de celles du récif barrière ($FSp_{massifs} = 0,559 \pm 0,01$ SD vs. $FSp_{barrière} = 0,455 \pm 0,057$ SD).

III. Discussion

La plupart des études sur les assemblages ichtyologiques en milieu récifal se concentrent généralement sur le récif barrière alors qu'il apparaît que d'autres structures coralliennes telles que les massifs coralliens lagunaires profonds peuvent contenir une importante biodiversité. Ainsi, dans ce travail, nous avons étudié l'influence du type de structure récifale (massifs coralliens profonds ou récif barrière), de la profondeur et de l'isolement des massifs sur la structure des communautés ichtyologiques. La comparaison entre les deux types de structures coralliennes a montré qu'il était difficile de détecter des différences en se focalisant seulement sur des indices de diversité spécifique, en revanche, nous avons noté d'importantes différences des assemblages au niveau fonctionnel. De plus, ces différences ne semblent pas être dues à la profondeur ou à l'éloignement au récif puisqu'aucune influence significative de ces deux paramètres n'a pu être mise en évidence. Ici nous discuterons d'abord les résultats de diversité spécifique, puis ceux de diversité fonctionnelle pour finir sur une discussion des spécificités de ces massifs.

1. Indices de biodiversité

De nombreux travaux ont montrés que dans les zones coralliennes, la complexité de l'habitat était corrélée à la diversité ichtyologique et notamment à la richesse spécifique (Carpenter *et al.*, 1981 ; Luckhurst & Luckhurst, 1978, Roberts & Ormond, 1987). Dans la présente étude, malgré l'absence de significativité, le nombre d'espèces observées est légèrement plus important sur les massifs coralliens lagunaires que sur la barrière. Egalement, l'indice de Simpson est légèrement plus faible (non significatif) sur les massifs que sur la barrière, ce qui signifie que ces massifs semblent avoir une plus grande diversité en poissons. La complexité de l'habitat étant souvent le principal paramètre influençant la diversité et l'abondance des poissons en zone corallienne (Chabanet *et al.*, 1997 ; Connell & Jones, 1991),

ces résultats suggèrent que les massifs coralliens profonds sont possiblement plus complexes que le récif barrière. En effet, lorsque le nombre et la taille des cachettes augmentent grâce à une grande variabilité dans les formes de coraux, la richesse spécifique est amenée à augmenter (Cabaitan *et al.*, 2008 ; Gratwicke & Speight 2005a, 2005b ; Wagner *et al.*, 2015). Une étude plus approfondie, avec un plus grand nombre de stations et une analyse précise de la complexité de l'habitat apparaît nécessaire afin de confirmer cette tendance.

L'indice de Piélu relativement faible pour les deux types de récifs suggère que les individus ne sont pas équirépartit entre les différentes espèces observées et qu'ainsi certaines espèces dominent en nombre les autres. L'indice significativement plus faible sur les massifs que sur le récif barrière indique que malgré une diversité légèrement plus importante sur les massifs, seules quelques espèces y sont très largement représentées. De nombreuses études ont montré que la composition taxonomique, l'abondance et la biomasse en poisson peuvent varier entre les récifs peu profonds, de type barrière, et les écosystèmes méso coralliens comme les massifs lagunaires profonds (Bejarano *et al.*, 2014 ; Papastamatiou *et al.*, 2015). En effet, la variation de facteurs biotiques ou abiotiques, comme l'hydrodynamisme ou l'intensité lumineuse, peut influencer la distribution des communautés ichthyologiques (Kahng *et al.*, 2010).

Cependant, différentes études ont montré que ces indices de diversité, basés uniquement sur l'identité taxonomique, offrent une vision incomplète de la biodiversité (Hillebrand & Matthiessen, 2009 ; Mouillot *et al.*, 2013 ; Villéger *et al.*, 2010). En effet, ces indices ne tiennent pas compte de l'identité biologiques et des différences entre les espèces alors qu'il a été démontré que certains taxons sont plus importants que la richesse spécifique elle-même pour expliquer le fonctionnement des communautés dans les écosystèmes aquatiques (O'Connor *et al.*, 2008). Ainsi la mesure des traits fonctionnels d'une communauté apparaît comme un meilleur informateur en ce qui concerne le fonctionnement d'un écosystème ou d'un assemblage (Mouillot *et al.*, 2013). En effet, un écosystème très diversifié en espèces par rapport à un autre ne possède pas forcément une diversité fonctionnelle plus importante que celui-ci (Mouillot *et al.*, 2014). Ainsi l'absence de différence significative pour la majorité des indices de diversité testés ici, n'indique pas forcément qu'il n'existe aucune différence dans la structure des assemblages entre les massifs coralliens lagunaires profonds et le récif barrière. L'étude de la diversité fonctionnelle apparaît donc importante pour mieux

comprendre les différences pouvant exister entre les communautés ichthyologiques peuplant les massifs et celles résidants sur la barrière.

2. Analyse fonctionnelle des assemblages ichthyologiques

L'isolement des massifs récifaux ne semble pas influencer la structure fonctionnelle des assemblages. En effet, aucun des indices fonctionnels ne sont significativement influencés par la distance des massifs à la barrière. Ces résultats apparaissent contraires à l'étude réalisée par Jordan *et al.* (2005) qui montre que plus un massif est isolé, plus l'abondance en poisson est importante et plus le nombre d'espèces piscivores et de prédateurs transitoires observé est faible. Cependant dans l'étude menée par Acosta & Robertson (2002) sur des récifs naturels, il apparaît qu'un isolement de 3 km ou de 0,5 km n'influence pas significativement la structure des communautés ichthyologiques sur les massifs coralliens. L'étude de Gotz *et al.* (2014) confirme ces résultats puisque l'influence de l'isolement des massifs est significative seulement à partir de 65 km puisqu'à cette distance ils semblent avoir le même effet que les dispositifs concentrateurs de poissons. Dans le cadre de cette étude, les massifs se situent au maximum à 4 km du récif barrière. Par conséquent, les résultats obtenus semblent en concordance avec les études précédentes.

Des variations fonctionnelles ont été observées en fonction de la profondeur. En effet, nous avons vu une différence significative de la disparité fonctionnelle selon la profondeur, ce qui indique que le volume de l'espace fonctionnel et donc de la diversité fonctionnelle varie avec la profondeur. De nombreuses recherches ont montré que la structure des communautés ichthyologiques évolue avec la profondeur (Friedlander & Parrish, 1998 ; Lara & Gonzalez, 1998 ; Luckhurst & Luckhurst, 1978). Dans la plupart des cas, c'est la proportion de chaque régime alimentaire qui varie. En effet, beaucoup d'auteurs ont remarqué une diminution de l'herbivorie avec l'augmentation de la profondeur (Andradi-brown *et al.*, 2016 ; Kahng *et al.*, 2010 ; Pyle, 2000) attribuée principalement à la diminution du nombre de scaridés dans les EMCs (Ferreira *et al.*, 2001). Ainsi Bejarano *et al.* (2014) ont montré que ce sont les planctonivores qui dominent (en abondance) sur les EMCs (plus de 50% des poissons présents) alors qu'il apparaît que ce sont les herbivores sur les récifs peu profonds comme les barrières.

La présence d'un pic de diversité fonctionnelle autour de 30 mètres paraît donc cohérente. En effet, un mélange entre les espèces indifférentes à la profondeur et celles vivants uniquement en faible profondeur ou en grande profondeur est souvent observé à cette profondeur (Brokovich *et al.*, 2008). Ainsi vers 30 mètres, on peut retrouver des espèces limitées principalement aux récifs peu profonds comme les demoiselles et les perroquets (Bongaerts *et al.*, 2010), et des espèces emblématiques des EMCs comme le mérrou *Variola louti* (Forsskal) (Lindfield *et al.*, 2016). Le recoupement de ces deux types d'assemblages (peu profond et profond) à cette profondeur explique sans doute l'importante disparité fonctionnelle observée à 30 mètres. Sa diminution après 30 mètres semble donc due à la disparition des espèces résidant uniquement sur le récif.

Le type de structure corallienne semble avoir un impact important sur la structure fonctionnelle des assemblages. Tout d'abord, la disparité fonctionnelle est significativement plus importante sur les massifs lagunaires profonds que sur le récif barrière. Les assemblages ichtyologiques présents sur les massifs ont une plus grande variabilité dans les traits fonctionnels que ceux du récif barrière. De plus, l'absence de différence significative entre les centroïdes (centre des espaces) suggère plus l'équivalent d'une érosion de fonctions périphériques qu'un déplacement des fonctions des assemblages. En d'autres termes, certaines espèces spécialistes n'ont été observées que sur les massifs. Ces résultats confirment ceux de Bejarano *et al.* (2014) qui ont montré que même si environ 75 % des espèces présentes dans les écosystèmes méso-coralliens sont communes dans les récifs peu profonds comme les barrières récifales, certaines espèces sont spécifiques à ces EMCs. Ainsi, il semble exister une continuité biologique ou physique entre ces deux écosystèmes (Bejarano *et al.*, 2014 ; Lindfield *et al.*, 2016, Thomas *et al.*, 2015). Le calcul de la richesse fonctionnelle (Fric) pour le récif barrière (Fric = 90%) et les massifs coralliens profonds (Fric = 95%) confirment ces résultats et indiquent que seulement 15% de l'espace fonctionnel est différent entre ces deux structures récifales. Ainsi, les assemblages ichtyologiques des EMCs ne possèdent pas de grandes affinités avec les communautés de poissons typiques des plus grandes profondeurs mais semblent être très proches des assemblages présents sur les récifs coralliens (Pyle, 2000).

Une analyse des résultats de l'ACM permet de rapporter plus de détails sur ces variations. Les fortes valeurs des massifs coralliens lagonaires obtenues sur l'axe 1 résultent de la présence de grands organismes pélagiques très mobiles et principalement piscivores comme les carangues (*Carangoides ferdau* (Forsskål), *Caranx melampygus*) ou les thons (*Gymnosarda unicolor* (Rüppell)). A l'inverse, il apparaît que ce sont les organismes vivants en très gros banc et étant planctonivores comme par exemple les demoiselles (*Chromis nigrura* (Smith) ou *Amblyglyphidodon indicus* (Allen & Randall)) qui sont moins diversifiés sur les massifs. Ainsi, l'assemblage ichthyologique présent sur les massifs coralliens profonds semble donc être relativement diversifié en contenant de nombreux planctonivores de la famille des Serranidés (principalement *Pseudanthias squamipinnis* (Peters)), et des Caesionidés (*Pterocaesio tile* (Cuvier)), des carnivores benthiques (*Epinephelus* sp.) et de grands piscivores comme les carangues. Cet assemblage particulier est caractéristique des écosystèmes méso-coralliens avec un fort relief et donc contenant des refuges complexes et de tailles variables (Bryan *et al.*, 2013). Sur le récif barrière, l'assemblage est un peu moins diversifié mais il est principalement constitué de nombreux planctonivores sédentaires (principalement des demoiselles comme *Dascyllus carneus* (Fischer) ou *Chromis dimidiata* (Klunzinger)), d'herbivores (*Centropyge multispinnis* (Playfair), *Zebbrasoma scopas* (Cuvier)) et de quelques carnivores sédentaires (*Epinephelus tauvina* (Forsskal)). Il est important de noter que dans une étude fonctionnelle on ne peut pas se contenter d'étudier le régime alimentaire. En effet, ici ces espèces qui sont au cœur des variations fonctionnelles partagent le même régime alimentaire mais n'ont pas la même échelle de déplacement ou occupent une position différente dans la colonne d'eau (notamment les Caesionidés et les Pomacentridés).

3. Quelles particularités pour les massifs récifaux par rapport à la barrière ?

Les résultats ont montré qu'il y avait une différence d'assemblage entre les massifs et la barrière, en revanche que peut-on dire de la fragilité de ces deux milieux et du lien qu'il existe entre eux ? L'indice d'originalité significativement plus élevé sur les massifs lagonaires profonds que sur la barrière, combiné à la présence des espèces les plus originales uniquement sur ces massifs, indique que la redondance fonctionnelle est plus importante sur le récif barrière. Ceci pourrait être un artefact de ces métriques avec moins de spécialistes sur la barrière (et donc plus de généralistes) et par conséquent une redondance accrue sur la

barrière. Ceci dit, Micheli & Halpern (2008) ont montré que dans les écosystèmes coralliens, la redondance fonctionnelle est limitée malgré une diversité en espèce relativement élevée. Ces résultats suggèrent qu'une augmentation des activités anthropiques (pêche principalement) ou la présence de phénomènes naturels pouvant entraîner une diminution de la diversité pourraient conduire à une perte de fonctionnement de l'écosystème pour les massifs coralliens profonds comme pour le récif barrière (Mouillot *et al.*, 2014). L'originalité significativement plus importante sur les massifs rend cet écosystème d'autant plus fragile.

L'indice de spécialisation fonctionnel apparaît aussi être significativement plus élevé sur les massifs ce qui indique qu'il y a moins d'espèces spécialistes sur la barrière. De plus, les principales espèces les plus originales s'avèrent aussi faire partie des plus spécialisées. Ces résultats semblent cohérents puisque selon la théorie des niches, les espèces coexistantes sont les meilleurs concurrents dans leur propre créneau écologique et se disputent des ressources alternatives et des habitats différents. Ainsi, le nombre d'espèces est limité par le nombre de niches disponibles et un large éventail de niches est nécessaire pour maintenir ou augmenter la richesse en espèces (Bellwood *et al.*, 2006 ; Mouillot *et al.*, 2008). Au regard de ces deux indices, les communautés ichthyologiques des deux structures coralliennes apparaissent donc différentes avec un taux d'originalité et de spécialisation plus important chez les espèces présentes sur les massifs coralliens profonds. Récemment, quelques études ont montré que les espèces spécialistes sont plus sensibles aux variations de leur environnement car elles sont fortement associées à des niches particulières (Jiguet *et al.*, 2007 ; Villéger *et al.*, 2010). A l'inverse, les espèces généralistes peuvent tolérer des plus grandes variations environnementales et notamment une perte d'habitats particuliers car ils sont censés en occuper plusieurs, et les plus courants.

Finalement, les espèces piscivores présentes principalement sur les massifs sont généralement des espèces de grande taille, très attractives pour la pêche, et caractéristiques de ces milieux. L'augmentation de la taille des espèces combinée à une plus grande diversité fonctionnelle chez les organismes pélagiques piscivores suggère que les massifs coralliens profonds sont des écosystèmes relativement différents du récif barrière et qui peuvent avoir une forte attractivité pour l'Homme en ce qui concerne la pêche. De plus, la présence de grands prédateurs permet de réduire la dominance de certaines espèces et d'augmenter ainsi la biodiversité de ces milieux (Bejarano *et al.*, 2014). L'augmentation de la diversité des

piscivores au niveau des massifs suggère donc un potentiel effet refuge de ces écosystèmes mésophotiques (Andradi-Brown *et al.*, 2016) comme cela a déjà été démontré pour les espèces cibles de la pêche dans les EMCs de Puerto Rico (Bejarano *et al.*, 2014). En effet, la pêche étant plus accessible dans les zones peu profondes, elle entraîne généralement une diminution de la biomasse d'espèces cibles entre 10 et 30 mètres et les EMCs apparaissent donc comme des écosystèmes importants pour ces espèces (Lindfield *et al.*, 2016).

Cependant, Papastamatiou *et al.* (2015) ont suggéré qu'une grande proportion de l'alimentation des grands piscivores présents dans les écosystèmes méso-coralliens est effectuée sur les récifs peu profonds. Lindfield *et al.* (2016) ont quant à eux montré que la plus grande diversité de piscivores dans les écosystèmes méso-coralliens était corrélée à la forte abondance de planctonivores dont ils se nourrissent. Ces individus sont donc amenés à effectuer régulièrement d'importants mouvements verticaux. Une étude poussée sur la pression de pêche présente sur le banc de l'Iris (au niveau de la barrière et des massifs coralliens profonds) permettrait de déterminer si les massifs coralliens profonds ont un effet de type refuge pour les grands piscivores pélagiques ou si ceci est dû à un autre facteur comme la complexité de l'habitat ou la disponibilité en nourriture.

Dans ce travail nous n'avons pas pu mesurer ou estimer la taille et la biomasse des poissons car le matériel vidéo ne nous le permettait pas, donc nous nous sommes basés sur la taille adulte maximale des espèces pour discuter ces problématiques de taille d'espèces. En effet, l'utilisation du système STAVIRO possède certains inconvénients pouvant avoir un impact sur les résultats obtenus. En effet, le recours à une méthode de mono-vidéo (une seule caméra) entraîne l'impossibilité de mesurer des tailles ou les distances, nous avons donc juste eu recours à une estimation des distances mais pas des tailles de poissons pour limiter les erreurs trop importantes. Une mauvaise estimation des distances peut induire un biais dans la détermination de la surface étudiée et donc dans la densité en espèces. Cette caractéristique entraîne également une impossibilité de déterminer la taille des poissons et donc la biomasse (habituellement déterminée à l'aide de la relation taille/poids) (Mallet *et al.*, 2014). Un biais important peut aussi être envisagé au niveau du dénombrement de l'ichtyofaune puisque les poissons de petites tailles (inférieur à 30 cm) sont difficilement identifiables et dénombrables mais aussi parce que la rotation de la caméra accentue le risque de double comptage (Pelletier *et al.*, 2012). Certaines classes d'espèces sont aussi plus

difficilement identifiables que d'autres à la vidéo (espèces morphologiquement proches ou ayant un dimorphisme important entre le juvénile et l'adulte...) (Mallet *et al.*, 2014). Malgré ces inconvénients liés à la technique, l'utilisation du même système vidéo pour toutes les stations et l'analyse de toutes les vidéos par le même observateur, a permis de garder les incertitudes constantes pour tous les points d'échantillonnage et ainsi permis la comparaison entre massifs et barrière. En revanche, aucune taille de poisson n'a été estimée. Lors d'une nouvelle étude, l'utilisation de systèmes stéréo-vidéo permettrait de s'affranchir des biais listés précédemment.

En conclusion, cette étude a montré qu'il existe des différences dans la structure des assemblages ichthyologiques entre les deux structures coralliennes étudiées, notamment au niveau fonctionnel avec des espèces plus spécialistes et plus originales sur les massifs coralliens lagunaires profonds que sur le récif barrière. Malgré les différentes études existantes sur l'effet de la profondeur (Friedlander & Parrish, 1998 ; Lara & Gonzalez, 1998 ; Luckhurst & Luckhurst, 1978) et de l'éloignement du récif (Acosta & Roberston, 2002 ; Gotz *et al.*, 2014), il apparaît que ces deux facteurs n'expliquent pas les différences observées lors de cette étude. Si ces résultats sont confirmés par de nouvelles études réalisées dans différentes régions géographiques, deux questions fondamentales pourront être posées : 1) Les agrégations de poissons sont-elles uniquement induites par la structure de l'habitat ou ces massifs ont-ils un effet similaire aux dispositifs concentrateurs de poissons ? 2) Les espèces présentes sur ces massifs sont-elles résidentes ou effectuent-elles des passages transitoires ?

Bibliographie

- Acosta, C.A., Roberston, D.N., 2002. Diversity in coral reef fish communities : the effects of habitat patchiness revisited. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227, 87–96.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9, 683–693.
- Andradi-Brown, D.A., Gress, E., Wright, G., Exton, D.A., Rogers A.D., 2016. Reef Fish Community biomass and trophic structure changes across shallow to upper-mesophotic reefs in the Mesoamerican Barrier Reef, Caribbean. *PLoS One* 11, 1–19.
- Bejarano, I., Appeldoorn, R.S., Nemeth, M., 2014. Fishes associated with mesophotic coral ecosystems in La Parguera, Puerto Rico. *Coral Reefs* 33, 313–328.
- Bejarano, S., Mumby, P.J., Sotheran, I., 2011. Predicting structural complexity of reefs and fishes abundance using acoustic remote sensing (RoxAnn). *Mar. Biol.* 158, 489–504.
- Bellwood, D.R., Wainwright, P.C., Fulton, C.J., Hoey, A.S., 2006. Functionnal versatility supports coral reef biodiversity. *P. Roy. Soc. Lond. B. Bio.* 273, 101–107.
- Bongaerts, P., Ridgway, T., Sampayo, E.M., Hoegh-Guldberg, O., 2010. Assessing the ‘deep reef refugia’ hypothesis: focus on Caribbean Reefs. *Coral Reefs* 29, 309–327.
- Brokovich, E., Einbinder, S., Shashar, N., Kiflawi, M., Kark, S., 2008. Descending to the twilight-zone : changes in coral reef fish assemblages along a depth gradient down to 65m. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 371, 253–262.
- Bryan, D. R., Kilfoyle, K., Gilmore, R.G., Spieler, R.E., 2013. Characterization of the mesophotic reef fish community in South Florida, USA. *J. Appl. Ichthyol.* 29, 108–117.
- Buisson, L., Grenouillet, G., Villéger, S., Canal, J., Lafaille, P., 2013. Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Glob. Chang. Biol.* 19, 387–400.
- Cabaitan, P.C., Gomez, E.G., Aliño, P.M., 2008. Effects of coral transplantation and Giant Clam restocking on the structure of fish communities on degraded patch reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 357, 85–98.

- Carpenter, K.E., Micalot, R.I., Albaladejo, V.D., Corpuz, V.T., 1981. The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes, in : Gomez, E.D., Birkeland, C.E., Buddemeier, R.W., Johannes, R.E., Marsh, J.A., Tsuda, R.T. (Eds.), Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium. Marine Science Center, Manille, pp. 497–502.
- Chabanet, P., Loiseau, N., Join, J.-L., Ponton, D., 2012. VideoSolo, an autonomous video system for high-frequency monitoring of aquatic biota , applied to coral reef fishes in the Glorioso Islands (SWIO). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 430–431, 10–16.
- Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G., Galzin, R., 1997. Relationships between coral reef substrata and fish. Coral Reefs 16, 93–102.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs high diversity of trees and corals is maintained. Science 199, 1302–1310.
- Connell, S.D., Jones, G.P., 1991. The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 151, 271–294.
- Dearden, P., Theberge, M., Yasué, M., 2010. Using underwater cameras to assess the effects of snorkeler and SCUBA Diver presence on coral reef fish abundance , family richness, and species composition. Environ. Monit. Assess. 163, 531–538.
- Dempster, T., 2004. Biology of fish associated with moored Fish Aggregation Devices (FADs): implications for the development of a FAD fishery in New South Wales, Australia. Fish. Res. 68, 189–201.
- Dinhut, V., Nicet, J.-B., Quod, J.-P., 2008. Suivi et état de santé 2007 des récifs coralliens de Mayotte. Rev. Ecol. 63, 103–114.
- Dunbrack, R., Zielinski, R., 2003. Seasonal and diurnal activity of sixgill Sharks (*Hexanchus Griseus*) on a shallow water reef in the strait of Georgia , British Columbia. Can. J. Zool. 81, 1107–1111.
- Dupont, P., Mouquet, P., Roos, D., Sucre, E., Claverie, T., 2016. Cartographie des habitats des récifs coralliens du banc du Geyser. Programme EPICURE (*Etude des Peuplements Ichtyologiques et des Communautés REcifales à partir d'indicateurs spatiaux et de*

l'approche fonctionnelle des bancs du Geyser, de la Zélée et de l'Iris (EPICURE).
Programme du Xème FED régional «Gestion durable du patrimoine naturel de Mayotte
et des Iles Eparses .

Ferreira, C.E.L., Goncalves, J.E.A., Countinho, R., 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environ. Biol. Fish.* 61, 353–369.

Fréon, P., Dagorn, L., 2000. Review of fish associative behaviour : toward a generalisation of the meeting point hypothesis. *Rev. Fish Biol. Fish.* 10, 183–207.

Friedlander, A.M., Parrish, J.D., 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 224, 1–30.

Garcia-Charton, J.A., Perez-Ruzafa, A., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Renones, O., Moreno, D., 2004. Multi-Scale spatial heterogeneity , habitat structure , and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144, 161–182.

Garcia-Sais, J.R., 2010. Reef habitats and associated sessile-benthic and fish assemblages across a euphotic-mesophotic depth gradient in Isla Desecheo, Puerto Rico. *Coral Reefs* 29, 277–288.

Gotz, A., Kerwath, S.E., Samaai, T., da Silva, C., Wilke, C.G., 2014. An exploratory investigation of the fish communities associated with reefs on the central Agulhas Bank, South Africa. *Afr. Zool.* 49, 253–264.

Grall, J., Coïc, N., 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier préliminaire. IUEM, LEMAR Brest. pp. 91.

Gratwicke, B., Speight, M.R., 2005a. The Relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *J. Fish. Biol.* 66, 650–667.

Gratwicke, B., Speight, M.R., 2005b. Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 292, 301–310.

Grober-Dunsmore, R., Frazer, T.K., Lindberg, W.J., Beets, J., 2007. Reef fish and habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. *Coral Reefs* 26,

201–216.

- Hackradt, C.W., Félix-Hackradt, F.C., García-Charton, J.A., 2011. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in Southern Brazil. *Mar. Environ. Res.* 72, 235–247.
- Handley, S., Kelly, S., Kelly, M., 2003. Non-destructive video image analysis method for measuring growth in sponge farming : preliminary results from the New Zealand Bath - Sponge *Spongia (Heterofibria) Manipulatus*. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 37, 613–621.
- Hillebrand, H., Matthiessen, B., 2009. Biodiversity in a complex World: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecol. Lett.* 12, 1405–1419.
- Hoegh-Guldberg, O., 2011. Coral reef ecosystems and anthropogenic climate change. *Reg. Environ. Change* 11, 215–227.
- Jiguet, F., Gadot, A.S., Julliard, R., Newson, S.E., Couvert, D., 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Glob. Change. Biol.* 13, 1672–1684.
- Jordan, L.K.B., Gilliam, D.S., Spieler, R.E., 2005. Reef Fish Assemblage Structure Affected by Small-Scale Spacing and Size Variations of Artificial Patch Reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 326, 170–186.
- Kahng, S.E., Garcia-Sais, J.R., Spalding, H.L., Brokovich, E., Wagner, D., Weil, E., Hinderstein, L., Toonen, R.J., 2010. Community Ecology of Mesophotic Coral Reef Ecosystems. *Coral Reefs* 29, 255–275.
- Karydis, M., Tsirtsis, G., 1996. Ecological Indices: A Biometric Approach for Assessing Eutrophication Levels in the Marine Environment. *Science. Total. Environ.* 186, 209–219.
- Lara, E.N., Gonzalez, E.A., 1998. The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *J. Fish Biol.* 53, 209–221.
- Lindahl, U., Öhman, M.C., Schelten, C.K., 2001. The 1997/1998 Mass Mortality of Corals: Effects on Fish Communities on a Tanzanian Coral Reef. *Mar. Poll. Bull.* 42, 127–131.
- Lindfield, S.J., Harvey, E.S., Halford, A.R., McIlwain, J.L., 2016. Mesophotic Depths as Refuge Areas for Fishery-Targeted Species on Coral Reefs. *Coral Reefs* 35, 125–137.

- Luckhurst, B.E., Luckhurst, K., 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.* 49, 317–323.
- Mallet, D., Wantiez, L., Lemouellic, S., Vigliola, L., Pelletier, D., 2014. Complementarity of Rotating Video and Underwater Visual Census for assessing species richness, frequency and density of reef fish on coral reef slopes. *PLoS One* 9, 1–12.
- Mallet, D., Pelletier, D., 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012). *Fish. Res.* 154, 44–62.
- Micheli, F., Halpern, B.S., 2008. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecol. Lett.* 8, 391–400.
- Mouillot, D., Culioli, J.M., Pelletier, D., Tomasini, J.A. 2008. Do we protect biological originality in protected areas? A new index an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biol. Conserv.* 141, 1569–1580.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J, Villégier, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R., 2013. A Functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28, 167–177.
- Mouillot D., Villégier S., Parravicini V., Kulbicki M., Arias-Gonzalez J. E., Bender M., Chabanet P., Floeter S. R., Friedlander A., Vigliola L. & Bellwood D. R. 2014. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proc. Nati. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 13757–13762.
- O'Connor, N.E., Grabowski, J.H., Ladwig, L.M., Bruno, J.F., 2008. Simulated predator extinctions : predator identify affects survival and recruitment of oysters. *Ecol. Lett.* 89, 428–438.
- Papastamatiou, Y.P., Meyer, C.G., Kosaki R.K., Wallsgrove, N.J., Popp, B.N., 2015. Movements and foraging of predators associated with mesophotic coral reefs and their potential for linking ecological habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 521, 155–170.
- Parker, F.O., Ross, S.W., 1986. Observing reef fishes from submersibles off North Carolina. *Northeast Gulf Sci.* 8, 31–49.
- Pelletier, D., Leleu, K., Mallet, D., Mou-Tham, G., Hervé, G., Boureau, M., Guilpart, N., 2012. Remote high-definition rotating video enables fast spatial survey of marine underwater

macrofauna and habitats. *PLoS One* 7, 1–13.

- Pickering, H., Whitmarsh, D., 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation : A review of the “attraction versus production” debate, the influence of design and its significance to policy. *Fish. Res.* 31, 39–59.
- Pyle, R.L., 2000. Assessing undiscovered fish biodiversity on deep coral reefs using advanced self-contained diving technology. *Mar. Technol. Soc. J.* 34, 83–91.
- Roberts, C.M., Ormond, R.F.G., 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 41, 1–8.
- Rosa, M.R., Alves, A.C., Medeiros, D.V., Coni, E.O., Ferreira, C.M., Ferreira, B.P., Rosa, R.S., Amado-Filho, G.M., Pereira-Filho, G.H., Leao de Moura, R., Thompson, F.L., Sumida, P.Y.G., Francini-Filho, R.B., 2016. Mesophotic reef fish assemblages of the remote St Peter and St Paul's Archipelago, Mid-Atlantic Ridge, Brazil. *Coral Reefs* 35, 113–123.
- Sale, P.F., Guy, J.A., Steel, W.J., 1994. Ecological structure of assemblages of coral reef fishes on isolated patch reefs. *Oecol.* 98, 83–99.
- Schaner, T., Fox, M.G., Carolina, A., 2009. An inexpensive system for underwater video surveys of demersal fishes. *J. Gt. Lakes Res.* 35, 317–319.
- Stirling, G., Wilsey, B., 2001. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *Am. Nat.* 158, 286–299.
- Thomas, C.J., Bridge T.C.L., Figueiredo, J., Deleersnijder, E., Hanert, E., 2015. Connectivity between submerged and near-sea-surface coral reefs: can submerged reef populations act as refuges? *Divers. Distrib.* 21, 1254–1266.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecol.* 89, 2290-2301.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D., 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation.

Ecol. Appl. 20, 1512–1522.

Villier, L., Eble, G.J., 2004. Assessing the robustness of disparity estimates: The impact of morphometric scheme, temporal scale, and taxonomic level in Spatangoid Echinoids. *Paleobiol.* 30, 652–665.

Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos* 116, 882–892.

Wagner, E.L.E.S., Roche D.G., Binning, S.A, Wismer, S., Bshary, R., 2015. Temporal comparison and predictors of fish species abundance and richness on undisturbed coral reef patches. *PeerJ*, 1-13.

Wickel, J., Jamon, A., Pinault, M., 2014. Composition et structure des peuplements ichthyologiques marins de l'île de Mayotte (Sud-Ouest de L'océan Indien). *Cybium* 38, 179–203.

Sites internet

[1] <http://villeger.sebastien.free.fr/Rscripts.html>

Annexe 1 : Résultats des ANCOVAs réalisées pour chacun des indices de biodiversité

Indices de biodiversité	Type de récif		Profondeur		Distance au récif	
	F _{1,18}	p	F _{1,18}	p	F _{1,18}	p
Richesse spécifique	1,153	0,297	0,431	0,519	0,14	0,712
Shannon	0,586	0,454	3,129	0,094	0,115	0,739
Pielou	7,908	0,0115	0,644	0,433	0,927	0,348
Simpson	2,548	0,128	2,926	0,104	0,294	0,594

Annexe 2 : Originalité fonctionnelle des différentes espèces observées

M signifie massifs et B récif barrière

Espèces	Originalité fonctionnelle	Présence
<i>Lutjanus bohar</i>	3,035E+00	M
<i>Naso brachycentron</i>	2,704E+00	M
<i>Caranx melampygus</i>	2,537E+00	M
<i>Chaetodon lunula</i>	2,486E+00	M
<i>Carcharhinus amblyrhynchos</i>	2,327E+00	M
<i>Hemitaurichthys zoster</i>	2,292E+00	M,B
<i>Acanthurus leucosternon</i>	2,218E+00	B
<i>Pterois miles</i>	1,953E+00	M
<i>Macolor niger</i>	1,951E+00	M,B
<i>Melichthys niger</i>	1,907E+00	B
<i>Odonus niger</i>	1,907E+00	M,B
<i>Naso brevirostris</i>	1,792E+00	M,B
<i>Pseudanthias evansi</i>	1,764E+00	M,B
<i>Thalassoma amblycephalum</i>	1,758E+00	B
<i>Aphareus furca</i>	1,753E+00	M,B
<i>Aprion virescens</i>	1,753E+00	B
<i>Myripristis botche</i>	1,715E+00	M
<i>Myripristis murdjan</i>	1,715E+00	M
<i>Paracirrhites forsteri</i>	1,714E+00	M,B
<i>Plagiotremus rhinorhynchos</i>	1,714E+00	M,B
<i>Naso vlamingii</i>	1,611E+00	M,B
<i>Acanthurus thompsoni</i>	1,611E+00	M
<i>Naso elegans</i>	1,574E+00	M,B
<i>Hologymnosus doliatus</i>	1,531E+00	B
<i>Heteroconger hassi</i>	1,429E+00	B
<i>Gnathodentex aureolineatus</i>	1,400E+00	M
<i>Lutjanus kasmira</i>	1,400E+00	M
<i>Malacanthus latovittatus</i>	1,354E+00	M,B
<i>Plagiotremus tapeinosoma</i>	1,330E+00	B
<i>Sargocentron caudimaculatum</i>	1,240E+00	M,B
<i>Sargocentron diadema</i>	1,240E+00	M
<i>Monotaxis grandoculis</i>	1,236E+00	M,B
<i>Priacanthus hamrur</i>	1,236E+00	M,B
<i>Cetoscarus ocellatus</i>	1,215E+00	M
<i>Ecsenius midas</i>	1,200E+00	M
<i>Chaetodon guttatissimus</i>	1,158E+00	M,B
<i>Chaetodon kleinii</i>	1,158E+00	M,B
<i>Chaetodon meyeri</i>	1,158E+00	M,B
<i>Chaetodon trifascialis</i>	1,158E+00	M,B
<i>Chaetodon trifasciatus</i>	1,158E+00	M,B
<i>Chromis viridis</i>	1,158E+00	M,B
<i>Nemateleotris magnifica</i>	1,158E+00	M,B
<i>Pseudanthias squamipinnis</i>	1,158E+00	M,B
<i>Parupeneus cyclostomus</i>	1,118E+00	M,B
<i>Variola albimarginata</i>	1,118E+00	M
<i>Variola louti</i>	1,118E+00	B
<i>Chromis opercularis</i>	1,114E+00	M,B
<i>Pseudocoris yamashiroi</i>	1,114E+00	B
<i>Gracila albomarginata</i>	1,096E+00	M
<i>Lethrinus variegatus</i>	1,096E+00	M
<i>Lutjanus gibbus</i>	1,037E+00	M

<i>Aulostomus chinensis</i>	1,037E+00	M,B
<i>Canthigaster valentini</i>	9,931E-01	M
<i>Centropyge bispinosa</i>	9,931E-01	M
<i>Centropyge multispinis</i>	9,931E-01	M,B
<i>Amblyglyphidodon indicus</i>	9,840E-01	M
<i>Dascyllus carneus</i>	9,835E-01	M,B
<i>Chromis dimidiata</i>	9,835E-01	M,B
<i>Chromis lepidolepis</i>	9,835E-01	M
<i>Chromis pembae</i>	9,835E-01	M
<i>Chromis ternatensis</i>	9,835E-01	M,B
<i>Chromis weberi</i>	9,835E-01	M,B
<i>Cirrhilabrus exquisitus</i>	9,835E-01	M,B
<i>Nemanthias carberryi</i>	9,835E-01	M,B
<i>Ptereleotris evides</i>	9,835E-01	B
<i>Chromis nigrura</i>	9,835E-01	B
<i>Sufflamen chrysopterum</i>	9,224E-01	M,B
<i>Zanclus cornutus</i>	9,224E-01	M,B
<i>Cephalopholis leopardus</i>	9,224E-01	M
<i>Arothron hispidus</i>	9,220E-01	B
<i>Caesio xanthonota</i>	9,220E-01	M,B
<i>Cephalopholis argus</i>	9,218E-01	M,B
<i>Cephalopholis miniata</i>	9,218E-01	M,B
<i>Cephalopholis spiloparaea</i>	9,218E-01	M
<i>Chlorurus strongylocephalus</i>	9,218E-01	M,B
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	9,218E-01	M
<i>Hipposcarus harid</i>	9,218E-01	M
<i>Naso hexacanthus</i>	9,218E-01	M,B
<i>Pterocaesio marri</i>	9,218E-01	M
<i>Pterocaesio tile</i>	9,218E-01	M,B
<i>Coris cuvieri</i>	9,042E-01	B
<i>Oxycheilinus digramma</i>	9,042E-01	M,B
<i>Paracirrhites arcatus</i>	9,042E-01	M,B
<i>Parupeneus macronemus</i>	9,042E-01	M,B
<i>Parupeneus pleurostigma</i>	9,042E-01	M,B
<i>Parupeneus trifasciatus</i>	9,042E-01	M,B
<i>Sufflamen bursa</i>	9,042E-01	M,B
<i>Scarus russelii</i>	9,042E-01	M
<i>Scarus frenatus</i>	9,042E-01	B
<i>Scarus tricolor</i>	9,042E-01	M,B
<i>Balistapus undulatus</i>	9,040E-01	M,B
<i>Ctenochaetus striatus</i>	8,875E-01	M,B
<i>Cephalopholis nigripinnis</i>	8,853E-01	M,B
<i>Cantherhines dumerilii</i>	7,950E-01	M,B
<i>Pomacanthus imperator</i>	7,950E-01	M,B
<i>Pomacanthus semicirculatus</i>	7,950E-01	B
<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	6,974E-01	M
<i>Thalassoma genivittatum</i>	6,974E-01	B
<i>Thalassoma hebraicum</i>	6,974E-01	B
<i>Thalassoma lunare</i>	6,974E-01	B
<i>Chaetodon falcula</i>	6,974E-01	M
<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	6,974E-01	M,B
<i>Oxycirrhites typus</i>	6,974E-01	M
<i>Pseudocheilinus evanidus</i>	6,974E-01	M,B
<i>Ctenochaetus truncatus</i>	6,974E-01	M,B
<i>Plectroglyphidodon dickii</i>	6,974E-01	M,B

<i>Plectroglyphidodon johnstonianus</i>	6,974E-01	M,B
<i>Chlorurus sordidus</i>	6,974E-01	M,B
<i>Scarus scaber</i>	6,974E-01	M,B
<i>Acanthurus dussumieri</i>	6,970E-01	M
<i>Acanthurus nigrofuscus</i>	6,970E-01	M
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	6,970E-01	M
<i>Apolemichthys trimaculatus</i>	6,320E-01	M,B
<i>Chaetodon auriga</i>	6,120E-01	B
<i>Chaetodon madagaskariensis</i>	6,120E-01	M,B
<i>Forcipiger flavissimus</i>	6,120E-01	B
<i>Heniochus acuminatus</i>	6,120E-01	M,B
<i>Heniochus monoceros</i>	6,120E-01	M,B
<i>Labroides bicolor</i>	6,120E-01	M,B
<i>Labroides dimidiatus</i>	6,120E-01	M,B
<i>Labropsis xanthonota</i>	6,120E-01	M
<i>Pygoplites diacanthus</i>	6,120E-01	M
<i>Valenciennesa strigata</i>	6,120E-01	B
<i>Diodon hystrix</i>	5,709E-01	B
<i>Aethaloperca rogae</i>	1,176E-14	M,B
<i>Epinephelus tauvina</i>	1,176E-14	B
<i>Acanthurus tennentii</i>	1,081E-14	M,B
<i>Zebrasoma scopas</i>	5,740E-15	M,B
<i>Acanthurus nigricauda</i>	5,739E-15	B
<i>Anampses lineatus</i>	5,095E-15	M
<i>Halichoeres cosmetus</i>	5,095E-15	M
<i>Gomphosus caeruleus</i>	2,234E-15	B
<i>Halichoeres hortulanus</i>	2,234E-15	M,B
<i>Anampses twistii</i>	2,234E-15	M,B
<i>Bodianus anthioides</i>	2,234E-15	M
<i>Bodianus axillaris</i>	2,234E-15	M,B
<i>Bodianus diana</i>	2,234E-15	M,B
<i>Amphiprion akallopisos</i>	1,534E-15	M
<i>Dascyllus trimaculatus</i>	1,534E-15	M,B
<i>Pomacentrus caeruleus</i>	1,534E-15	B
<i>Hemigymnus fasciatus</i>	1,413E-15	M,B
<i>Parupeneus barberinus</i>	1,413E-15	M,B
<i>Arothron mappa</i>	1,413E-15	B
<i>Balistoides conspicillum</i>	1,413E-15	M,B
<i>Balistoides viridescens</i>	1,413E-15	M
<i>Bodianus bilunulatus</i>	1,413E-15	M,B
<i>Arothron nigropunctatus</i>	6,939E-16	B
<i>Ostracion cubicus</i>	6,939E-16	M

Annexe 3 : Degré de spécialisation des différentes espèces observées

Espèces	Degré de spécialisation	Présence
<i>Caranx melampygus</i>	6,73	M
<i>Caesio xanthonota</i>	6,37	B,M
<i>Pterocaesio marri</i>	6,37	M
<i>Pterocaesio tile</i>	6,37	B,M
<i>Naso hexacanthus</i>	6,04	B,M
<i>Aprion virescens</i>	5,62	B
<i>Chromis nigrura</i>	5,19	B
<i>Lutjanus bohar</i>	4,95	M
<i>Melichthys niger</i>	4,79	M
<i>Odonus niger</i>	4,79	B,M
<i>Naso brachycentron</i>	4,70	M
<i>Lutjanus kasmira</i>	4,69	M
<i>Amblyglyphidodon indicus</i>	4,62	M
<i>Carcharhinus amblyrhynchos</i>	4,57	M
<i>Hemitaurichthys zoster</i>	4,34	B,M
<i>Gnathodentex aureolineatus</i>	4,20	M
<i>Chaetodon lunula</i>	4,14	M
<i>Sargocentron caudimaculatum</i>	4,11	B,M
<i>Sargocentron diadema</i>	4,11	M
<i>Myripristis botche</i>	4,10	M
<i>Myripristis murdjan</i>	4,10	M
<i>Aphareus furca</i>	4,09	B,M
<i>Naso elegans</i>	4,04	B,M
<i>Aethaloperca rogaa</i>	4,03	B,M
<i>Epinephelus tauvina</i>	4,03	B
<i>Macolor niger</i>	3,95	B,M
<i>Diodon hystrix</i>	3,94	B
<i>Priacanthus hamrur</i>	3,93	M
<i>Chaetodon meyeri</i>	3,89	B
<i>Chaetodon trifascialis</i>	3,89	B,M
<i>Chaetodon trifasciatus</i>	3,89	B,M
<i>Monotaxis grandoculis</i>	3,88	B,M
<i>Chaetodon guttatissimus</i>	3,77	B,M
<i>Cephalopholis argus</i>	3,73	B,M
<i>Acanthurus leucosternon</i>	3,72	B
<i>Chromis dimidiata</i>	3,61	B,M
<i>Chromis lepidolepis</i>	3,61	M
<i>Chromis ternatensis</i>	3,61	B
<i>Chromis weberi</i>	3,61	B,M
<i>Cirrhilabrus exquisitus</i>	3,61	B,M
<i>Nemanthias carberryi</i>	3,61	M
<i>Ptereleotris evides</i>	3,61	M
<i>Cephalopholis nigripinnis</i>	3,58	B,M
<i>Cephalopholis leopardus</i>	3,50	M
<i>Chromis viridis</i>	3,37	M
<i>Naso brevirostris</i>	3,33	B,M
<i>Pseudanthias squamipinnis</i>	3,27	M
<i>Nemateleotris magnifica</i>	3,22	B,M
<i>Pterois miles</i>	3,15	M

<i>Cephalopholis miniata</i>	3,08	B,M
<i>Cephalopholis spiloparaea</i>	3,08	M
<i>Acanthurus thompsoni</i>	3,07	M
<i>Chaetodon kleinii</i>	2,99	M
<i>Chromis pembae</i>	2,99	M
<i>Ecsenius midas</i>	2,97	M
<i>Chromis opercularis</i>	2,94	B,M
<i>Pseudocoris yamashiroi</i>	2,94	M
<i>Canthigaster valentini</i>	2,94	M
<i>Cantherhines dumerilii</i>	2,93	B,M
<i>Centropyge bispinosa</i>	2,88	M
<i>Centropyge multispinis</i>	2,88	B,M
<i>Dascyllus carneus</i>	2,82	B,M
<i>Chlorurus strongylocephalus</i>	2,79	B,M
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	2,79	M
<i>Acanthurus dussumieri</i>	2,68	M
<i>Naso vlamingii</i>	2,64	B,M
<i>Pygoplites diacanthus</i>	2,62	M
<i>Hipposcarus harid</i>	2,59	M
<i>Acanthurus tennentii</i>	2,58	B,M
<i>Acanthurus nigricauda</i>	2,58	B
<i>Zebrasoma scopas</i>	2,58	B,M
<i>Chaetodon auriga</i>	2,57	B
<i>Forcipiger flavissimus</i>	2,57	B
<i>Heniochus acuminatus</i>	2,57	B,M
<i>Heniochus monoceros</i>	2,57	M
<i>Labroides bicolor</i>	2,57	B,M
<i>Valenciennesia strigata</i>	2,57	B
<i>Parupeneus cyclostomus</i>	2,52	B,M
<i>Variola albimarginata</i>	2,52	M
<i>Variola louti</i>	2,52	B
<i>Labropsis xanthonota</i>	2,47	M
<i>Chaetodon madagaskariensis</i>	2,45	B,M
<i>Labroides dimidiatus</i>	2,45	B,M
<i>Chlorurus sordidus</i>	2,42	B,M
<i>Plectroglyphidodon dickii</i>	2,42	B,M
<i>Scarus russelii</i>	2,41	M
<i>Lutjanus gibbus</i>	2,39	M
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	2,34	M
<i>Cetoscarus ocellatus</i>	2,33	M
<i>Aulostomus chinensis</i>	2,32	B,M
<i>Pseudanthias evansi</i>	2,32	M
<i>Lethrinus variegatus</i>	2,32	M
<i>Pomacanthus imperator</i>	2,27	B,M
<i>Pomacanthus semicirculatus</i>	2,27	B
<i>Amphiprion akallopisos</i>	2,25	M
<i>Dascyllus trimaculatus</i>	2,25	B,M
<i>Pomacentrus caeruleus</i>	2,25	B
<i>Gracila albomarginata</i>	2,18	M
<i>Arothron mappa</i>	2,18	B
<i>Balistoides conspicillum</i>	2,18	B,M
<i>Balistoides viridescens</i>	2,18	M

<i>Bodianus bilunulatus</i>	2,18	B,M
<i>Hemigymnus fasciatus</i>	2,18	B,M
<i>Parupeneus barberinus</i>	2,18	B,M
<i>Arothron nigropunctatus</i>	2,16	B
<i>Ostracion cubicus</i>	2,16	M
<i>Balistapus undulatus</i>	2,15	B,M
<i>Coris cuvieri</i>	2,15	B
<i>Oxycheilinus digramma</i>	2,15	B,M
<i>Plectroglyphidodon johnstonianus</i>	2,13	B,M
<i>Apolemichthys trimaculatus</i>	2,12	B,M
<i>Scarus frenatus</i>	2,11	M
<i>Scarus tricolor</i>	2,11	B,M
<i>Ctenochaetus striatus</i>	2,10	B,M
<i>Plagiotremus rhinorhynchus</i>	2,09	M
<i>Scarus scaber</i>	2,09	M
<i>Thalassoma amblycephalum</i>	2,07	M
<i>Parupeneus macronemus</i>	2,01	B,M
<i>Parupeneus pleurostigma</i>	2,01	B,M
<i>Parupeneus trifasciatus</i>	2,01	B,M
<i>Malacanthus latovittatus</i>	1,99	M
<i>Anampses twistii</i>	1,98	B,M
<i>Bodianus anthioides</i>	1,98	M
<i>Bodianus axillaris</i>	1,98	B,M
<i>Bodianus diana</i>	1,98	B,M
<i>Gomphosus caeruleus</i>	1,98	B
<i>Halichoeres hortulanus</i>	1,98	B,M
<i>Zanclus cornutus</i>	1,96	B,M
<i>Arothron hispidus</i>	1,95	B
<i>Ctenochaetus truncatus</i>	1,92	B,M
<i>Hologymnosus doliatus</i>	1,88	B
<i>Paracirrhites forsteri</i>	1,88	B,M
<i>Acanthurus nigrofuscus</i>	1,75	M
<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	1,65	M
<i>Thalassoma genivittatum</i>	1,65	B
<i>Thalassoma hebraicum</i>	1,65	B
<i>Thalassoma lunare</i>	1,65	B
<i>Paracirrhites arcatus</i>	1,62	B,M
<i>Sufflamen bursa</i>	1,62	B,M
<i>Plagiotremus tapeinosoma</i>	1,61	B
<i>Anampses lineatus</i>	1,51	M
<i>Halichoeres cosmetus</i>	1,51	M
<i>Cirrhichthys oxycephalus</i>	1,49	B,M
<i>Oxycirrhites typus</i>	1,49	M
<i>Pseudocheilinus evanidus</i>	1,49	M
<i>Sufflamen chrysopterum</i>	1,45	B,M
<i>Heteroconger hassi</i>	1,41	B
<i>Chaetodon falcula</i>	1,28	M

Assemblage des communautés ichthyologiques récifales : comparaison entre massifs récifaux et récif barrière

Les assemblages ichthyologiques des récifs barrières et frangeants sont depuis de nombreuses années relativement bien étudiés, en revanche la biologie des récifs profonds ou des massifs coralliens au sein des lagons et bien moins connue. L'objectif du projet été de mieux comprendre les spécificités et similarités taxonomiques et fonctionnelles des assemblages de poissons entre un récif barrière et des massifs coralliens lagunaires profonds. Pour cela, des dénombrements d'espèces via des systèmes vidéo puis l'utilisation de métriques de diversité spécifique et fonctionnelles ont permis les comparaisons. Peu de différences de diversité spécifique ont été observées. Seul un indice, Piélou, parmi les quatre mesurés (Richesse spécifique, Shanon, Simpson, Piélou) a montré une différence de densité d'espèce significative entre massif et barrière. En revanche d'un point de vue fonctionnel, de nombreuses différences ont été mises en évidence. Globalement, les assemblages ichthyologiques des massifs comportent plus de spécialistes et d'espèces aux fonctions originales (grands piscivore et planctonivore benthopélagique) que la barrière (planctonivore sédentaire et herbivores). Ces différences d'assemblage ichthyologique ne semblent pas être induites par l'éloignement au récif barrière puisque ce facteur a, dans le cadre de cette étude, aucune influence significative sur les indices de biodiversité ou les indices fonctionnels testés. La profondeur quant à elle, a une influence significative uniquement sur la disparité fonctionnelle des assemblages. Ce travail a permis de montrer des assemblages originaux sur les massifs, mais probablement sensibles à l'impact de la pêche, et un travail plus important sur ces milieux devrait être envisagé pour confirmer ces résultats.

Mots clés : Assemblages ichthyologiques, massifs lagunaires profonds, récif barrière, traits fonctionnels, Mayotte

Reef fish communities assemblages: comparison between coral patches and reef barrier

Fish assemblages from barrier and fringing reefs are well studied since many years, however, lagoon deep reefs or patch reefs are much less known. The objectives of this project were to better understand taxonomic and functional specificity and similarity of fish assemblages between barrier and lagoon deep patch reefs. Video system were used to quantify assemblages and specific and functional diversity metrics were calculated for comparisons. Only Pielou index among the fourth calculated (Specific Richness, Shanon, Simpson, Pielou) showed significant relative species density differences between patch and barrier reefs. However, numerous functional differences were highlighted. Overall, assemblages from patch reef have more specialist and original functions species (large piscivorous and benthopelagic planktivorous) than barrier (sedentary planktivorous and herbivorous). These differences in fish assemblage do not seem to be induced by the remoteness of the barrier reef since this factor has no significant influence on the species and functional diversity indices tested in this study. Depth, however, has a significant influence on the functional disparity of the assemblages. This work, showed original assemblages on patch reefs which probably make these site fishing pressure sensitive and furthermore intensive work should be performed on these environments to confirm these results.

Key words : Fish assemblage , patch reef, barrier reef, functional traits, Mayotte

ANNEXE 6 : RAPPORT PAUL ADAMI (FONCTIONEL)



MASTER SML
SCIENCES DE LA MER ET DU LITTORAL

MENTION
SCIENCES BIOLOGIQUES MARINES
Spécialité **Écosystèmes Marins**

ADAMI Paul

Linking morphology to ecology in reef fish assemblages: a functional approach

Mémoire de stage de Master 2

Année Universitaire 2015-2016

Structure d'accueil : Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte

Tuteur universitaire : Dr Jean Laroche

Maître de stage : Dr Thomas Claverie & Dr Claire Golléty



Remerciements

Je voudrais en premier lieu remercier M. Laurent Chassot, directeur du Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte, pour m'avoir permis de réaliser ce stage au sein de son établissement.

Il me faut ensuite grandement remercier Thomas Claverie pour avoir proposé ce sujet de stage ainsi que pour avoir été très présent lors des prélèvements en mer, pour ses nombreux conseils et la rigueur scientifique qu'il a pu m'apporter malgré un agenda ô combien chargé. Je remercie aussi Claire Golléty pour avoir co-encadrer ce projet, pour avoir également apporté un regard extérieur à la thématique de ce stage, pour la relecture et la correction de ce mémoire ainsi que pour ses conseils méthodologiques.

Je souhaiterais également remercier Elliott Sucré pour son aide précieuse lors du prélèvement d'une grande partie des spécimens utilisés lors de cette étude ainsi que lors de l'identification de certaines espèces, tout comme Yann Mercky qui a su se rendre disponible lors des ultimes prélèvements des individus manquants. Je remercie Priscilla Dupont qui, par son expérience, m'a permis de réaliser l'identification d'une partie des spécimens prélevés.

Je remercie enfin le Bataillon du Service Militaire Adapté de Mayotte (BSMA) pour nous avoir permis de réaliser la grande majorité des échantillonnages à partir de leur base et pour m'avoir permis d'y réaliser de nombreuses mesures.

Je voudrais remercier pour terminer M. Le Préfet de Mayotte pour avoir permis la réalisation de ce stage en autorisant le prélèvement d'espèces de poissons récifaux au sein de l'Aire Marine Protégée de Mayotte.

Ce projet a été financé par le 10^{ème} Fond Européen pour le Développement comme part entière du projet EPICURE (Etude des peuplements ichtyologiques et des communautés récifales à partir d'indicateurs spatiaux et de l'approche fonctionnelle des bancs du Geysier, de la Zélée et de l'Iris) porté par le CUFR de Mayotte et le Centre Ifremer Réunion.



« It always seems impossible

until it's done »

Nelson Mandela

Contents

Introduction	1
Materials and Methods	4
<i>Study area and sampling strategy</i>	4
<i>Morphological traits</i>	5
General morphometry	5
Pectoral fin shape	6
Caudal fin shape	6
Vision	7
Biting	7
Suction	8
Nutrition	9
<i>Ecological data</i>	9
<i>Data analysis</i>	10
Results	12
<i>Elaboration and description of two functional spaces</i>	12
Variations in ecological traits	12
Variations in morphological traits	12
<i>Linkage between morphological and ecological functions</i>	16
Discussion	19
<i>Species organization among ecological functions</i>	19
<i>Ecomorphological relationships</i>	23
References	26

Annexes

Annex 1: Ecological functions with categories, values and functional significance associated. Data obtained from 2010 GASPAR program on functional vulnerability of reef's fish assemblages.

Annex 2: Species studied during this work, with correspondence codes for the ecological PCA and all individuals used during analysis with correspondence traits for general morphological and morphological functions related PCA.

Annex 3: Morphological function related PCA

Annex 4: Correlogram on univariate correlations of overall morphological and ecological variables.

Annex 5: Species values for each ecological function considered in this work: size class, mobility pattern, activity period, schooling behaviour, position in the water column and diet category.

List of figures & tables

Figure 1: Localisation of Mayotte Island and Geyser-Zélée bank in the norther part of the Mozambique Channel. Localisation of Mayotte's sampling sites.

Figure 2: Measures used in the calculation of caudal fin aspect ratio and pectoral fin aspect ratio.

Figure 3: Illustration of eye measurements from (Schmitz & Wainwright, (2011a).

Figure 4: Image showing fish lower jaw bones, that is dentary (dt) and articular (art) bones, with the different muscle insertions and distances measured.

Figure 5: Morphological features used during suction feeding in fishes.

Figure 6: Morphological measurement also used in the estimation of the suction index.

Figure 7: Principal components analysis (PCA) on overall fish ecological data.

Figure 8: Principal components analysis (PCA) on explained fish morphological data.

Figure 9: Correlogram of univariate with significance test correlations between each ecological and morphological traits used in the db-RDA.

Table 1: Results of the PCA realised on significant morphological traits: contribution of each variable for each principal component.

Table 2: db-RDA results about the explanation of ecological variations by morphological ones.

Table 3: db-RDA results of morphological traits explained by ecological traits variations.

Introduction

In ecology, a major problem is to determine factors that shape patterns of resources used by an organism (Wainwright, 1991). Among all the resources available for an organism, food is probably the most important even if resources concept encompasses also habitats' use and looking for a sexual partner and its gametes (Danchin *et al.*, 2005). Furthermore, organisms of any ecosystem play a role in ecological process like for example in organic matter transfers through migration or trophic relationships, substratum erosion and management through foraging or displacements. Moreover, species displacements can strongly influence habitats and communities resilience through migration of new individuals and the maintenance of constant gene flux. It is also recognized that ecological processes and ecosystem functioning are constrained by the diversity of ecological functions realized by species rather than by assemblages' taxonomic diversity (Cachera, 2013). The study of functional spaces can thus be used to understand well ecological and evolutionary process in a more powerful way than by classical ecological approaches. Ecomorphological studies consist in a comparison between patterns of variations of ecological and morphological parameters (Norton *et al.*, 1995). These studies focus especially on functions involved in particular ecological tasks, as the intermediate link between morphology and its ecological consequences (Collar and Wainwright, 2006). Indeed, a causal connection exists between morphology and performance, or the ability to perform key tasks (Wainwright and Bellwood, 2002). Furthermore, the study of morphological traits enables to investigate communities' heterogeneity and variations on a finer scale with more precise interpretations than by focussing on taxonomic composition (Bremner *et al.*, 2003). In other words, morphological traits analysis are more precise and quicker to obtain than ecological ones based on stomach contents or behavioural analysis. Morphological features represent also the spectrum of abilities of species and can be used to study the resilience of assemblages through functions redundancy and adaptations abilities.

According to Westneat (1990), "quantitative modelling of vertebrate biomechanics is useful for understanding the morphological basis of behaviour". Fishes are a powerful taxonomic group to assess linkages between phylogeny, morphology and ecology (Cachera, 2013), and Teleosts, particularly, are a very useful model of study because they represent more than 50% of all vertebrate species (Eschmeyer, 2012) and express a very wide range of habitats or trophic levels, especially in tropical waters. They are also a strong indicator of ecosystem's health (Karr, 1981). Coral reefs are highly diverse systems (Bellwood *et al.*, 2006) and fish assemblages present within them display a huge degree of morphological diversity (Goatley

and Bellwood, 2009). Ecomorphology as such is a relatively recent field of study, but numerous studies have been carried out on particular morphological functions. Most of these studies focused on skull and pharyngeal jaws morphology and mechanics, and especially on musculoskeletal force and velocity transmission (Wainwright and Richard, 1995; Westneat, 2004; Wainwright *et al.*, 2004; Grubich and Westneat, 2006; Sonnefeld *et al.*, 2014) through four-bar linkages, lower jaw closing and opening systems or pharyngeal jaws mechanics with associated muscles. The skull was privileged because it primarily acts on prey capture and processing (Wainwright and Bellwood, 2002). Suction feeding was also widely investigated because of the majority of suction feeder species and a tremendous diversity of feeding morphologies (Carroll *et al.*, 2004). Locomotion, through fins' features, represents likewise a major axis of ecomorphological variation with implications for habitat use and other ecological aspects (Wainwright *et al.*, 2002). Pectorals and caudal shape, as well as the orientation of pectorals compared to the body, were mainly studied with implications in swimming and energetic performances (Webb, 1984; Sambilay, 1990; Wainwright *et al.*, 2002; Fulton, 2010). Finally, other morphological features like eyes, gill rakers and teeth related traits were also studied, but in a lesser extent (MacNeill and Brandt, 1990; Schmitz and Wainwright, 2011a; Bellwood *et al.*, 2014).

The main purpose of the present work was to determine how, and to what extent does morphological functional diversity of reef fishes influences and impacts the tremendous ecological diversity expressed in these assemblages? Such an ecomorphological study of Mayotte reef fishes is of primary interest in the study of functioning of complex and diversified assemblages. Indeed, the first checklist of Mayotte marine fishes established a total of 759 species belonging to 118 families (Wickel *et al.*, 2014). Moreover, the Mayotte community may be one of the most diversified in the southwestern Indian Ocean region and the lagoon-reef complex is one of the largest of the Indian Ocean (Dinhut *et al.*, 2008). The particularity and originality of this unprecedented work is to focus not on a single morphological function, but on a set of functions from locomotion to vision. Furthermore, these morphological functions are directly related to a set of clearly defined ecological functions. Previous studies, performed only on one or two functions or performances, did not encompass as many features as possible and focus only on one facet of communities functioning. This is also the first time that a set of morphological traits is directly linked with a set of ecological features in fish ecology. This in order to visualise as much as possible the overall functioning of a given community. Six ecological functions were retained: (1) size, which impacts energetic needs, plays a role in the predator-prey relationship and influences growth and mortality rate; (2) diet, determining fish's

impact on ecosystem functioning by trophic interactions and thus, on nutrient cycle; (3) the position within the water column, influencing the predation risk as well as diet and foraging; (4) schooling behaviour, influencing the ability to avoid predation and the spatial variability of ecological impacts; (5) mobility, which influences energetic needs, affects the spatial range over which foraging takes place and influences predation risk and prey defence; (6) the period where fishes are active, which influences their probability to suffer predation, competition for resources but also their pattern of resources use. Altogether, four principal morphological functions were investigated: (1) locomotion through fins shape and their orientation, in order to define species' swimming patterns and habitat use abilities. The body relative fineness was also measured as a possible indication of swimming performance through a liquid environment. Species with high fineness were expected to express better swimming performances than width species; (2) vision, as a sensorial apparatus mainly involved in prey detection and environment perception; (3) nutrition as the most morphologically variable function because of an important diversity of mechanisms. The mechanical advantage was defined as a proxy of biting strength and correspond mainly to the closing speed of the lower jaw with high values characterizing a "force-modified" system and low values a "velocity-modified" one (Wainwright and Richard, 1995). The mouth maximal gape was also measured as a filter to maximal prey's size potentially ingested (Scharf *et al.*, 2000). A "suction index" was also estimated as a proxy for suction feeding. Suction feeders generate a flow of water into their mouth resulting in an explosive expansion of the buccal cavity and a decrease in pressure (Holzman *et al.*, 2008), thus corresponding to a high suction index. Gill rakers were investigated through their length and density as main factors implicated in the maximal size of particles that can be retain in these structures and thus the species' potential degree of planktivory (MacNeill and Brandt, 1990). Finally, teeth morphologies were characterized as important indicators of diet categories by influencing alimentary intake and directly interacting with food (Wainwright and Bellwood, 2002); (4) metabolism, or more precisely its estimation, through measurements of the standard length, overall body mass and the head length-body length ratio as a proxy of body's muscle proportion.

Our working hypothesis was a strong relationship between the two functional types of traits with a very strong influence of morphological diversity on ecological one. Indeed morphology, which expresses what species are able to do, is narrowly and causally connected with ecological functions, which expresses what species are really doing in the ecosystem. In other words, morphology helps to establish the link between fundamental (Hutchinson, 1957) and realised ecological niches (*sensu* Odum 1971).

Materials and Methods

1) Study area and sampling strategy

Specimens were collected in two main locations. Mayotte Island ($12^{\circ} 50' S$; $45^{\circ} 10' E$) is located in the northern part of the Mozambique Channel, distant of more than 300km from the eastern coast of Madagascar (Fig. 1) with a lagoon-reef complex of about 1500 km². Geyser - Zélée Athol is located 110km north-east Mayotte and 250km east Madagascar with a lagoon-reef complex of about 500km². All collected specimens were sampled by spear gun fishing, winged hoop net and rod fishing respectively on 20 and 33 sites in Mayotte lagoon (Fig. 1) and on Geysier and Zélée Athol, from October 2015 to April 2016. Samplings were performed on barrier reefs for the most sites and on fringing reefs for 3 sites in Mayotte lagoon, from 2m depth to 280m.



Figure 1: Localisation of Mayotte Island and Geysier-Zélée bank in the northern part of the Mozambique Channel (top right corner). Localisation of Mayotte's sampling sites: Sites 6, 13 and 20 correspond to fringing reef sites. Red rectangle = agglomerate sites 2-5, 7-9, 11, like red ellipse (16-18). M = Mamoudzou.

Overall, 128 specimens from 50 species were sampled (Annex.1 & 2) with *Acanthuridae*, *Serranidae* and *Lutjanidae* being the most represented families with respectively 8, 7 and 6 species.

2) *Morphological traits*

38 morphological traits were measured to characterise four aspects of function in fishes: locomotion, nutrition, metabolism, sensory capability (vision). The ability to modulate caudal fin aperture, body relative fineness, the shape of pectorals and caudal fins, and finally the insertion's angle of pectoral fins were used to characterize locomotion abilities of fishes. Overall body mass, standard length and head length-body length ratio were measured as proxies for specie's metabolism (the largest fish or fish with a low muscle mass have a lower metabolism than small fish or those with a large muscle mass). Visual capacities were investigated through eye's morphology. Nutrition capability were investigated via the suction index metric, mandible mechanical advantage, mandibular abductor muscle mass, maximum mouth's aperture, teeth categories, main teeth's position relative to upper and lower jaws junction and branchiospines structure characteristics. Details and meaning of these different traits are detailed below.

a- General morphometry

Each fish sampled was photographed, weighted and measured. Each specimen was photographed on its left side with fins well spreads (or the right side if the left side was too damaged during sampling). A Nikon® D3200 with a 18-35 mm lens at a 35 magnification or a 60 mm lens were used to avoid any barrel distortion for each photography depending on the relative size of each fish. Weight was measured with an Navigator®XT standard scale. Fish's total and standard length were measured to the nearest mm. Maximum body depth and width were also measured using a caliper. Moreover, a caudal foldability ratio was created:

$$Fold = \frac{Cf}{Cu}$$

where Cf is the maximal caudal fin spread when maximally folded and Cu the spread distance of the fin when unfolded. $Fold$ is then the ability of fish to modulate caudal fin's span.

Body fineness ratio was computed following Binning and Roche (2015):

$$F = SL / (BD \times BW)^{1/2}$$

where SL is the fish's standard length, BD its maximum body depth and BW the body maximum width. Finally, the head-body length ratio was established as follows:

$$HB = LDE / (SL - LDE)$$

where *LDE* as the head length, between premaxilla and epaxial joint and *SL* the fish's standard length.

b- Pectoral fin shape

Two aspects were studied on the pectoral fins of each specimen following Wainwright *et al* (2002). Firstly, the orientation of the fin to the body was measured using the fish's photographs. The angle of fin attachment was calculated on ImageJ® with reference to the long axis of the fish's body was positioned horizontally and parallel to photograph's edge. The mean of three measurements was calculated each time. Secondly, the aspect ratio (*ARp*) of the fin was calculated for each individual. This ratio is calculate as follows (modified from Wainwright *et al* (2002)):

$$ARp = (Lel^2 / Sp) \times 2$$

where *ARp* is the pectoral fin aspect ratio, *Lel* is the pectoral fin leading edge length and *Sp* the total fin area (Fig. 2). *ARp* result is then multiplied by two because fish possess two such fins (Wainwright *et al.*, 2002).

c- Caudal fin shape

The aspect ratio of caudal fin is defined as (Sfakiotakis *et al.*, 1998; Fig.2):

$$ARc = b^2 / Sc$$

where *ARc* is the caudal fin aspect ratio, *b* is maximum caudal fin span and *Sc* the fin area.

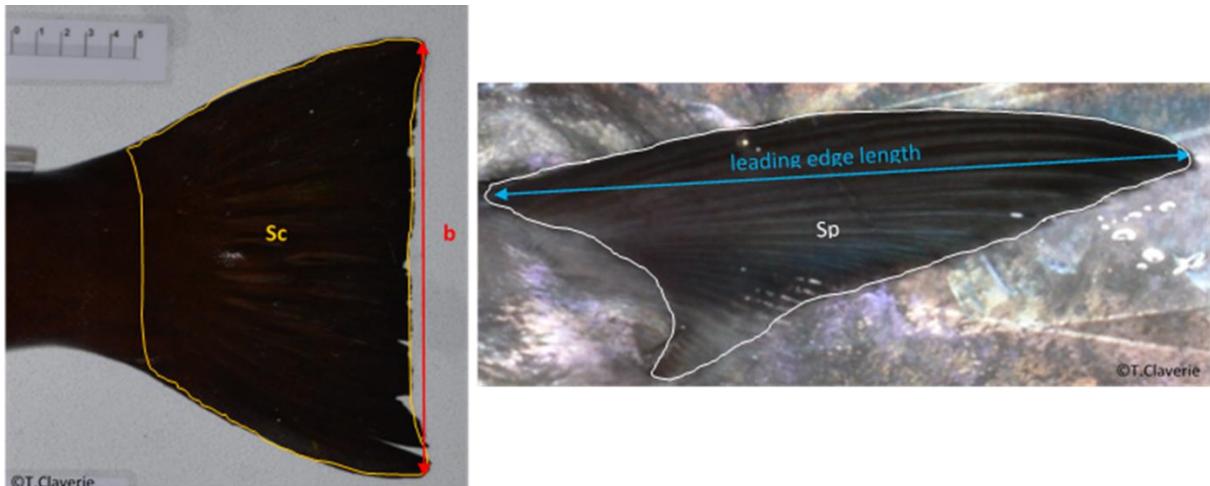


Figure 2: Measures used in the calculation of caudal fin aspect ratio (left panel, *P. laevis*) and pectoral fin aspect ratio (right panel, *G. unicolor*). *b* correspond to caudal fin span, *Sc* to caudal fin area and *Sp* to pectoral fin area.

d- Vision

For each individual, following Schmitz and Wainwright (2011a), the largest (ED1) and smallest (ED2) eyeball diameter, which corresponds to the retina diameter, were measured (Fig. 3). Next, the largest and smallest pupil diameter were also measured (PD1 and PD2 respectively), in order to calculate the pupil ratio that informs on the pupil shape. The measured eye of each specimen was removed and the axial length (*AL*) was measured. Finally, the lens was entirely extracted from the eye and its diameter (*LD*), which represents the optical aperture of the eye, was measured. All measurements were performed with caliper.

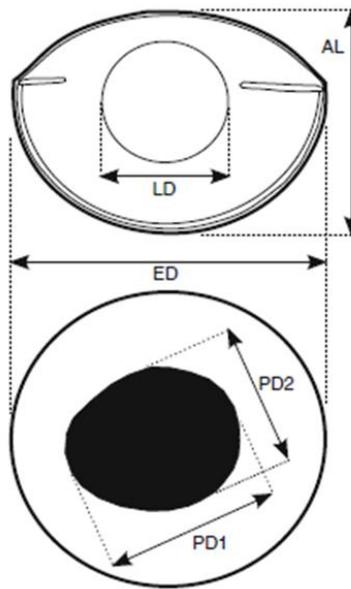


Figure 3: Illustration of eye measurements from Schmitz and Wainwright (2011a). Upper part: cross-sectional view of the eye where axial length (*AL*) and lens diameter (*LD*) were measured. Lower part: lateral view with the eyeball diameter (*ED*), maximum pupil (*PD1*) and minimum pupil diameter (*PD2*).

e- Biting

As a proxy for biting force, the left adductor mandibular muscle was removed totally from the head and weighted to the nearest g. The mass of this muscle was used to represent its force-producing capacity (Wainwright *et al.*, 2004), and thus a proxy of biting force. In a second time, opening (closing) lever ratio (mechanical advantage) were calculated following Barnett *et al* (2006):

$$\text{Opening lever ratio} = \text{Lin ext}/\text{Lout}$$

$$\text{Closing lever ratio} = \text{Lin flex}/\text{Lout}$$

where *Lout* is the mandibulae length, *Lin ext* the in-lever for jaw opening and *Lin flex* the in-lever for jaw closing (Fig.4). The maximum mouth's height was also measured as a proxy of the maximum prey size that can be ingested by predators.

f- Suction

For the majority of Actinopterygians, suction feeding is the primary mode of prey capture (Collar and Wainwright, 2006). A proxy for suction potential can be calculated with the “suction index”. Therefore, in order to characterize this index, six morphological measurements were performed to the nearest tenth of a millimeter for each individual: (1) the evaginated mouth depth (buccal cavity) that is the distance between jaw’s tip to the pharyngeal jaws; (2) the maximum mouth’s width as the distance between the right and left coronoid process of the mandible; (3) the length between the epaxial joint (attachment between post-temporal and supracleithrum bones) and the tip of the premaxillary (*LDE*); (5) the distance between the epaxial joint and the proximal part of the mouth (*LPE*) (Fig.5); (6) the distance between epaxial joint middle and epaxial muscle centroid. The last one was determined from a transversal section of the epaxial muscle at the level of the epaxial joint (Fig.6). Each section was photographed using a Nikon® D3200 with a lens of 60 mm or 105 mm for small individuals. ImageJ® was used to obtain the cross-sectional area of the epaxial muscle above the epaxial joint and the distance between the epaxial joint and the epaxial centroid. The buccal arm moment is the average between *LDE* and *LPE* distances (Carroll *et al.*, 2004). Collar and Wainwright (2006) expressed the suction index as follows:

$$Suction\ Index = \frac{CSAe \left(\frac{Lin}{Barm} \right)}{MW \times MD}$$

where *CSAe* is the cross-sectional area of the epaxial muscle, *Lin* the distance between the epaxial joint and the epaxial centroid, *Barm* the buccal arm moment, *MW* the maximum mouth’s width and *MD* the maximum mouth’s depth.

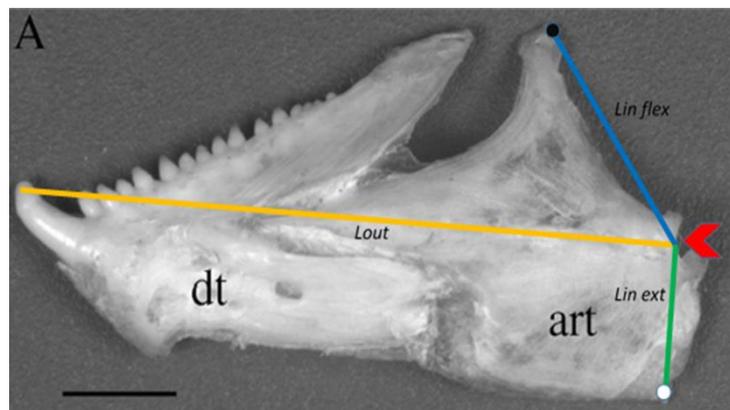


Figure 4: Image showing fish lower jaw bones, that is dentary (dt) and articular (art) bones, with the different muscle insertions and distances measured. *Lout* is the distance between the lower jaw fulcrum (red arrow) and the tip of the jaw. *Lin flex* is the distance between the fulcrum and the abductor mandibulae muscle insertion (black point) and *Lin ext* the length to the interoperculomandibular insertion (white point). Modified from Westneat (2004).

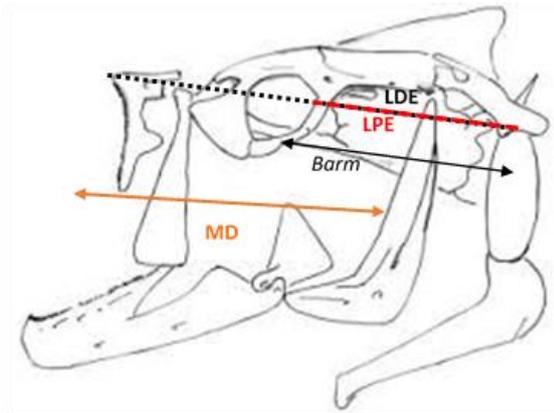


Figure 5: Morphological features used during suction feeding in fishes. LDE: length from the epaxial joint to the premaxilla tip; LPE: epaxial joint-mouth proximal part's length LED: epaxial joint-dorsal part length. *Barm* corresponds to the buccal arm moment involved in the raise of the head during suction process. The mouth depth (MD) is used in the calculation of the buccal cavity volume. Modified from Collar *et al* (2004).

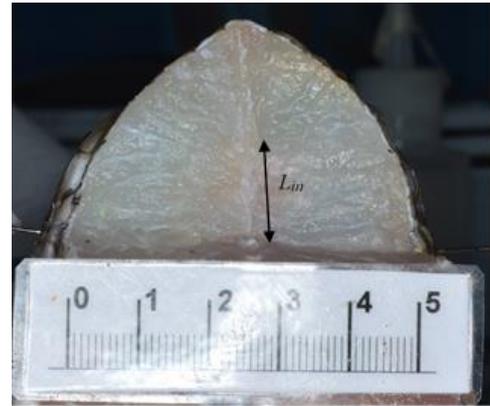


Figure 6: Morphological measurement also used in the estimation of the suction index. *Lin* corresponds to the distance between the epaxial joint and the muscle centroid where the force involved in the head's raise is exerted.

g- Nutrition

Two supplementary morphological traits involved in nutrition have been investigated: gill rakes and teeth morphology. Gill rakers are known to play an important role in feeding behaviour, especially within planktivorous species (Tanaka *et al.*, 2006). Moreover, their morphology determines retention efficiency of various prey size and could influence planktivorous-diet selection (MacNeill and Brandt, 1990). In the present study, the length of the three largest rakers as well as their density over one centimetre was measured. All measurements were performed on the first gill arch of each specimen. Teeth morphology was also investigated because their structure are key indicators of feeding modes (Bellwood *et al.*, 2014). Species were therefore classified following eight teeth morphological categories with an associated score for each category: (1) beak; (2) major canines; (3) minor canines; (4) incisors; (5) long teeth; (6) major/minor canines mixed; (7) canines/molars mixed; (8) canines/incisors mixed. In addition, the distance between the lower mandible fulcrum and taller lower jaw teeth was measured as a proxy of effective lower mandible lever arm. Indeed, taller teeth are expected to be primarily used in prey pre-emption and because stronger biting pressure is inversely proportional to the distance to the fulcrum, such a metric represents a relevant variable of dentition arrangement (Anderson *et al.*, 2008)

3) *Ecological data*

Ecological data were obtained from a pre-acquired dataset. This dataset follows the GASPARE program that took place in 2010. This project is an international study on the

functional vulnerability of reef fish's assemblages (<http://www.cesab.org/index.php/fr/projets-passes/28-gaspar>). During this study, 586 fishes present in Mayotte's lagoon were inventoried and characterized according to seven ecological features: (1) reef association; (2) relative size class; (3) mobility in their environment; (4) diurnal or nocturnal activity; (5) schooling behaviour; (6) position in the water column; and finally (7) their diet (Annex.1).

4) *Data analysis*

Data were organised into two species-matching datasets, one gathering morphological data, and the other one ecological data. Principal component analyses (PCA) were performed on morphological as well as on ecological datasets to highlight trends in functional spaces. PCA is very useful for ecologists enabling to visualize how species, or objects of interest, are distributed or relatively positioned in a multidimensional reduce space (Legendre and Legendre, 1998; Anderson and Willis, 2003)

The first PCA was performed on overall ecological data to put forward the specie's distribution in eco-functional space based on six of the seven ecological traits provided by the GASPAR database (the reef association characteristic was dropped since the present study focuses only on reef species).

Morphological traits were gathered into four subset according to their morpho-functional groups: (1) Fin's shape, caudal foldability, the angle of pectoral fin insertion and the relative body fineness were grouped as locomotion related features; (2) Eyeball diameters, pupil and lens diameters, and eye's axial length were grouped as vision related traits; (3) the suction index, mechanical advantage, abductor mandibulae muscle mass, gill rakers metrics and teeth's traits were aggregated as nutrition related features; and (4) the fish's standard length, mass and head length-body length ratio (proxy for muscle proportion in the body) were gathered to describe fish metabolism. In order to extract most of the explained morphological traits, and to exclude non-significant traits that contribute to statistical noise, one PCA was performed independently for each of the four morpho-functional groups. A broken stick procedure, where a stick is randomly divided into the same number of pieces as there are principal components, was applied for each PCA to decide how many principal components (PC) are meaningful to retain (Borcard *et al.*, 2011). Interpretable axes or principal components are those whose eigenvalues are larger than the correspondent piece of the stick (Borcard *et al.*, 2011). All scores of significant and retained PCs were extracted as new morphological data in order to perform a global morphological PCA. The "factoextra" package for R (Kassambara and Mundt, 2016) was used to check the variable contribution to each PCs. A correlogram was performed, using

“corrplot” package for R (Wei and Simko, 2016), in order to graphically visualise a correlation matrix between all variables recovered as significant into ecological and morphological global PCA. Subsequently, dissimilarity matrices were calculated from morphological and ecological datasets, based on the comparison of all possible pairs of species (Borcard *et al.*, 2011). The procedure tends to analyse in what proportion objects are dissimilar from each other. Morphological data were considered as mixed data because of the utilisation of categorical values for teeth’s characterization for example. Ecological data were also described as mixed or multiclass qualitative data by the use of several non-binary categories. As a consequence Gower distances were used to build dissimilarity matrices using the function *daisy* of the “vegan” package for R (Oksanen *et al.*, 2016). A Mantel test was used to test correlation between morphological and ecological matrices through the cross-product statistic r_M , used as correlation coefficient (Legendre and Legendre, 1998). The test was performed using the “ecodist” package for R (Goslee and Urban, 2007). Furthermore, this test was possible because ecological data and morphological data were obtained independently (Legendre and Legendre, 1998).

Finally, distance-based Redundancy Analysis (db-RDA) were applied as canonical ordinations to explore relationships between our two datasets (Borcard *et al.*, 2011). This method proposes several advantages according to Legendre and Anderson. (1999): (1) it can be used with non-Euclidean distance measures, (2) it enables to test interaction terms in an ANOVA model, and (3) it gives the possibility to use non-parametric permutation that does not rely on assumptions of multivariate normality. In this procedure, the Y matrix of response variables corresponds to ecological data, and the X matrix of independent variables to morphological data. Steps in this analysis consist in the calculation of dissimilarities among species followed by a principal coordinate analysis (PCoA) and by a redundancy analysis where the matrix X placed under a one factor ANOVA is linked to the dependence matrix Y (Legendre and Anderson, 1999). The main goal here is to determine in which amount independent morphological data variations explain, constrain the variations of dependant ecological data. The reverse scenario was also investigated. Finally, to assess the significance of each morphological or ecological variables as predictors of the ecological or morphological variation, Monte Carlo permutation tests were computed (Legendre and Bricks, 2012). All previous analysis were performed using functions written in R software (R Core Team 2014).

Results

According to the purposes of this study which was to compare two series of functional traits, three steps were chosen to investigate variation among the 50 studied species. The first step was to construct and organize two functional space using PCA, the first one on ecological traits and the second one on morphological traits. For this second one, several steps were necessary. The second step was to test whether these two spaces were correlated. Thirdly, we investigated how this two spaces were correlated.

1) *Elaboration and description of two functional spaces*

a- Variations in ecological traits

Ecological functions characterize which place is occupied by the various species in their ecosystem based on what they do (their ecology). The three first axis of PCA explained 82% of total variation (Fig.7).

The first axis represents a transition from the positive values with planktivorous or omnivorous species living in tall or medium-sized groups (30 – more than 50 individuals) to negative values with the piscivorous or detritivores species living in small groups (less than 30 individuals) or alone. Extremes on this axis are the schooling and planktivorous *Caesio xanthonota* (8) or *Abudefduf sexfasciatus* (1) and the solitary and piscivorous *Gymnosarda unicolor* (20) or *Serranidae* representatives. This PC1 represents also a contrast between large and small species, and extremes are *G. unicolor* or *Sphyraena barracuda* (45) on positive values (> 80 cm) and *Pomacentrus pavo* (40) or *Dascyllus aruanus* (16) on negative values (< 7cm).

The second PC figures a contrast between pelagic and migrants between reefs species (*S. barracuda*, *Caranx melampygus* (9)) as negative values, and sedentary benthic species (*Pygoplites diacanthus* (42), *Pomacanthus imperator* (39)) as positive ones. Finally, the PC3 segregates nocturnal species (*Myripristis vittata* (29), *Sargocentron caudimaculatum* (43)) from diurnal activity species (*Naso hexacanthus* (31), *C. xanthonota*).

b- Variations in morphological traits

Morphological functions represent also which place is occupied by species in their ecosystem but based on what they are capable of doing (biomechanic) (Wainwright and Bellwood, 2002). We first describe primary PCA results based on the four type of traits investigated, subsequently we comment the results of the overall morpho-functional PCA resultant from the synthesis of the main principal axes of the four precedent analyses.

The first two components of the PCA performed on locomotion related traits (fin's aspect ratio, pectoral fin angle of insertion, fineness index and caudal fin's foldability) were

significant (Annex.3a). The first PC (39% of total variance) puts forward a contrast between species with a fork or tall lunate caudal fin and long tapered pectoral fins as negative values (*C. melampygus* (115), *G. unicolor* (87)), and species with short rounded pectoral and caudal fins as positive ones (*Sufflamen chrysopterum* (32), *Cephalopholis argus* (23)). The PC2 (34% of total variance) explained a transition between species with high ability to modulate caudal fin aperture, to control the fin span with negative values (*Chlorurus strongylocephalus* (61), *Chaetodon falcula* (50)) and fishes with a lower ability to do so (*Lethrinus rubrioperculatus* (111), *A. furca* (47)). Angle of pectoral fin insertion and fineness were not recovered as explained by the first two PCs. A correlation test however provided some information about these characters (Annex.4). The body's relative fineness was significantly correlated to caudal fin foldability, and the angle of pectoral fin insertion to pectoral and caudal fin shape.

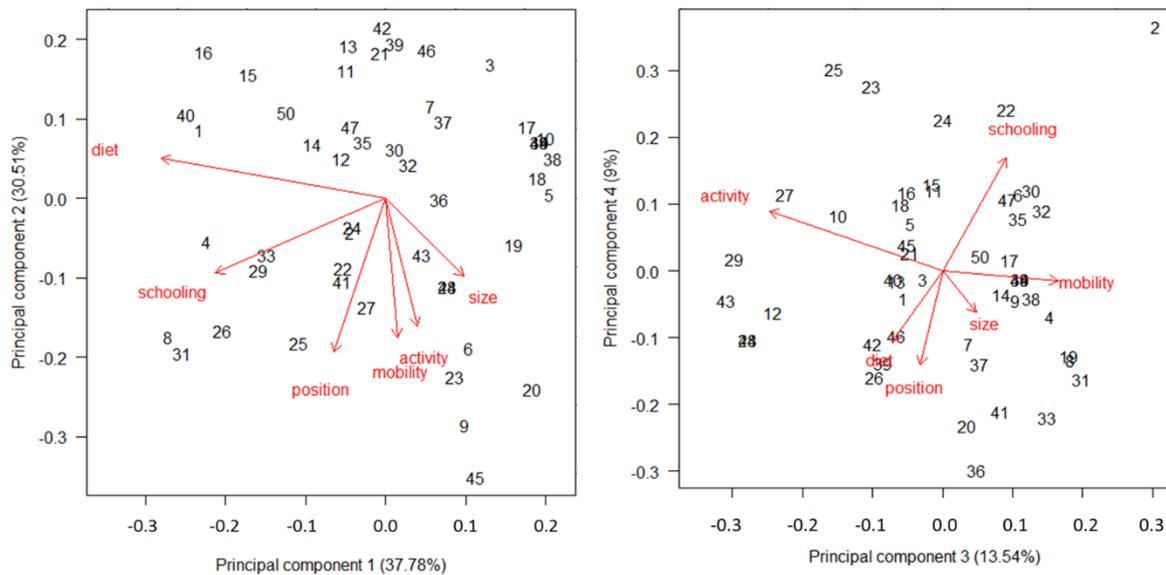


Figure 7: Principal components analysis (PCA) on overall fish ecological data with three main axis of ecological traits representing respectively 37.78%, 30.51% and 13.54% of total variation.

By considering vision related traits (relative eyeball diameters, pupil diameters, lens diameter and eyeball axial length), the first principal component was strongly significant to explain traits variance, (Annex.3b). The first PC (93% of total variance) represents a contrast between species with an important eyeball, pupil and lens diameter (*M. berndti* (231), *D. aruanus* (227)) and species with low values (*Plectropomus laevis* (177), *C. strongylocephalus* (180)) relative to body length. The PC2 (3%) relates to a transition between species with relatively thick eyes on positive values (*S. chrysopterum* (16), *Epibulus insidiator* (40)) and species with low thickness values (*M. berndti*, *Myripristis vittata* (154)).

Next, the first four principal components of the PCA based on nutrition related traits (suction, mechanical advantage, gill rakers and teeth) explained 73.94% of the total variance

(Annex.3c & 3d). The first PC (37% of total variance) segregates species with a high gill rakers' density structure (*Ctenochaetus striatus* (14), *Acanthurus thompsoni* (67)) from species with a low one (*P. laevis* (56), *C. argus* (23)). The PC2 (15%) represents a contrast between species with homogeneous teeth (beak, canines, incisive or long teeth) as negative values and species with mixed teeth structure (incisive & canines, major & minor canines, incisive & molars) as positive values. For example, extremes on this axis are the parrotfish *C. strongylocephalus* (204) (beak) or the grouper *P. laevis* (canines) at the negative end, and *S. barracuda* (197) (canines & incisives) or *Monotaxis grandoculis* (4) (incisive & molars) at the positive end. The PC3 (13%) expresses a transition between species with strong mechanical advantage (*P. imperator* (205), *P. albovittatus* (172)) and those with a weak mechanical advantage (*P. pavo* (100), *D. aruanus* (227)). Finally, the PC4 (9%) distinguishes species with an important abductor muscle relative mass at negative values (*M. grandoculis* (51), *C. strongylocephalus* (204)) from species with poor muscle mass at positive ones (*L. rubrioperculatus* (127), *G. unicolor* (87)). Some information can be provided for non-explicated variables by traits correlogram (Annex.4).

For the “metabolism” related PCA, the first two PCs are significant (Annex.3e). The first PC (67.41% of total variance) represents a contrast between large and heavy species for negative values (*P. laevis* (177), *P. albovittatus* (172)) and small and light species for positive ones (*D. aruanus* (227), *P. pavo* (90)). The PC2 (23.91%) is a transition between species whose head's length represent an important part of standard length at negative values (*E. insidiator* (40), *Zanclus cornutus* (137)) and species whose body length represents the major part of standard length at positive values (*C. xanthonota* (78), *N. hexacanthus* (161)).

Previous PCA were performed in order to extract the most representative morphological traits for each morphological function (locomotion, nutrition, vision, and metabolism). Regarding the overall PCA performed on this reduced list of variables, the first six principal components were significant to explain morphological variations (Fig.8, Table.1).

The first PC (27% of total variance) is due to the teeth variations among species with uniform teeth structure for negative values (beak, canines...) and those with a mixed teeth structure for positive ones (canines & incisive for example). The PC2 (21% of total variance) represents a contrast in the ability of fishes to modulate the aperture of their caudal fin and its span. The third axis (15%) segregates heavy and large species with relatively big eyes for negative values from lightest and smallest species with relative small eyes as negative values. The PC4 (12%) distinguishes species following their gill rakers structure density. The fifth PC (9%) represents

Table 1: Results of the PCA realised on significant morphological traits: contribution of each variable for each principal component. This contribution can be interpreted as a correlation coefficient between the PC and a given variable. Red values correspond to variables whose contribution is maximal to the correspondent PC on overall PCs. “Fin shape” correspond to variations of fin (pectoral and caudal) shape, “Caudal.fold” represents the modulation of caudal fin span, “gill rakers” is the density in branchiostyles, “Teeth” represents teeth categories, “MA” is the mechanical advantage of fishes, “abductor” the abductor mandibulae muscle mass (AMM mass), “Eye” corresponds to eye, pupil and lens diameter, “Lax” to the relative eye thickness, “Length_Mass” to the variation pattern of standard length and body mass and “head_body” to the relative proportions of head and body compared to standard length.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Fin shape	-0.16330535	0.13892905	-0.1847659	0.24181572	-0.89689943	0.13240927
Caudal.fold	0.32602128	-0.876198119	-0.30493	0.06551862	-0.10675157	0.09025899
gill rakers	-0.56668743	-0.23853548	0.2160096	0.63724679	0.22174767	0.23388004
Teeth	-0.56936882	-0.356882262	0.3268723	-0.4924975	-0.19340998	-0.31085614
MA	-0.10256282	-0.080616059	-0.1347791	-0.20914373	0.14369118	0.26462973
abductor	-0.24594999	-0.008087674	-0.1888993	-0.36558109	-0.0170812	0.5242602
Eye	-0.28428739	0.087672878	-0.542341	-0.00431532	0.26933987	-0.02228176
Lax	-0.04033524	-0.04897446	-0.1473742	-0.02515658	-0.01525106	-0.5597045
Length_Mass	-0.25186242	0.045926916	-0.5513483	0.14251153	0.04882353	-0.34300246
head_body	-0.06636732	0.09924448	-0.2213353	-0.29481149	-0.00869962	0.21028293

2) Linkage between morphological and ecological functions

The Mantel test performed between morphological and ecological Gower’s dissimilarity matrix provides a coefficient correlation significantly different from zero ($r_M = 0.27$, $P\text{-value} < 0.001$). Consequently, the Mantel test null hypothesis (H_0), according to which distances among species in one matrix are not linearly correlated to distances among species in the other matrix, can be rejected. Instead, the distances among species are linearly and significantly correlated between both matrices. In other words, objects in explicative matrix are similarly distant from each other than objects in dependant matrix.

The distance-based redundancy analysis between morphological and ecological data put forward that overall variations among morphological traits explained 59.78% of the total variation of ecological traits ($F = 3.36$, $Df = 15$, $P\text{-value} < 0.001$). Inversely, the overall variations among ecological traits explains 36.55% of variations encountered among all morphological traits ($F = 4.12$, $Df = 6$, $P\text{-value} < 0.001$) (Table.2 & 3). By considering how morphological traits explained ecological variations among species (Table.2), standard length, pectoral fin shape, eyeball diameter and the mechanical advantage are the most significant variables at explaining overall variations among eco-functional characteristics following Monte Carlo permutation tests ($P\text{-value} < 0.001$). The head proportion compared to body length, the ability to modify caudal fin’s span, overall body mass and eye’s thickness are also explicative but at a lower level. Table 2 shows also the degree of explanation by morphological data to

each of the ecological variables. Overall morphological traits variation enable to explain 79% of size variations, 51% of mobility variations, 60% of the variations relative to the position into the water column, 68% of activity period pattern and finally 67% of diet differences. Morphological traits variations, however, are not significant to explain variations encountered between schooling behaviour categories.

Table 1 : db-RDA results about the explanation of ecological variations by morphological ones. Values correspond to the percentage of explanation of ecological trait(s) by morphological traits (red value for overall ecological traits). Model was considered non-significant (*ns*) when P-values were above 5%. When significant, P-value < 0.05*, P-value < 0.01**, P-value < 0.001***. “Pectoral shape” corresponds to pectoral fin shape, “Caudal shape” to caudal fin shape, “GD eye” = eyeball diameter, “Diam.lens” = lens diameter, “Gd.pup” = great pupil diameter, “Pd.pup” = small pupil diameter.

Ecological traits	Morphological traits	Length	Mass	Head/Body	Caudal fold	Pectorals shape	Caudal shape	GD eye	Diam.lens
All traits	59.78 (***)	***	*	**	*	***	<i>ns</i>	***	<i>ns</i>
Size	78.92 (***)	***	*	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Mobility	50.72 (*)	**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Activity	67.63 (***)	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>	**	*	**	***	<i>ns</i>
Schooling	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Position	60.48 (**)	*	*	*	<i>ns</i>	***	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>
Diet	66.76 (***)	*	<i>ns</i>	**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	*	*
Ecological traits	Morphological traits	Lax eye	Gd.pup	Pd.pup	MA	abductor	gill rakers	Teeth	
All traits	59.78 (***)	*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	
Size	78.92 (***)	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	
Mobility	50.72 (*)	*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	
Activity	67.63 (***)	*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	
Schooling	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	
Position	60.48 (**)	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	
Diet	66.76 (***)	<i>ns</i>	<i>ns</i>	*	***	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>	

Belonging to different size classes is logically explained by standard length variations, but also by overall body mass, the caudal fin foldability and the mechanical advantage. These results are concordant with those show in Fig.9 and representing all univariate correlations between variables used in de db-RDA, where a strong positive linkage is obvious between size class, standard length and body mass. The correlation of size classes, however, is reversed with the mechanical advantage and very weak when considering the caudal fold. The fish’s mobility compared to reef is again explained by standard length, but also by the pectoral fin shape and the eye’s thickness. The correlation, however, is stronger with pectoral shape than with standard length and eye’s thickness, and the strong correlation with the caudal fin shape does not imply explanation of mobility patterns. The activity period is explained by body mass, fin morphology and caudal foldability, eyeball diameter and thickness, and finally by the mechanical advantage. Fish’s position within the water column is explained by biometrical or metabolic variations, the pectoral fin morphology and the eyeball diameter. Finally, diet variations depend on length and relative proportions of head and body variations, eyeball, lens and small pupil diameter variations, and lastly on mechanical advantage and gill rakers’ density variations. Significant correlations (Fig.9) support this trend.

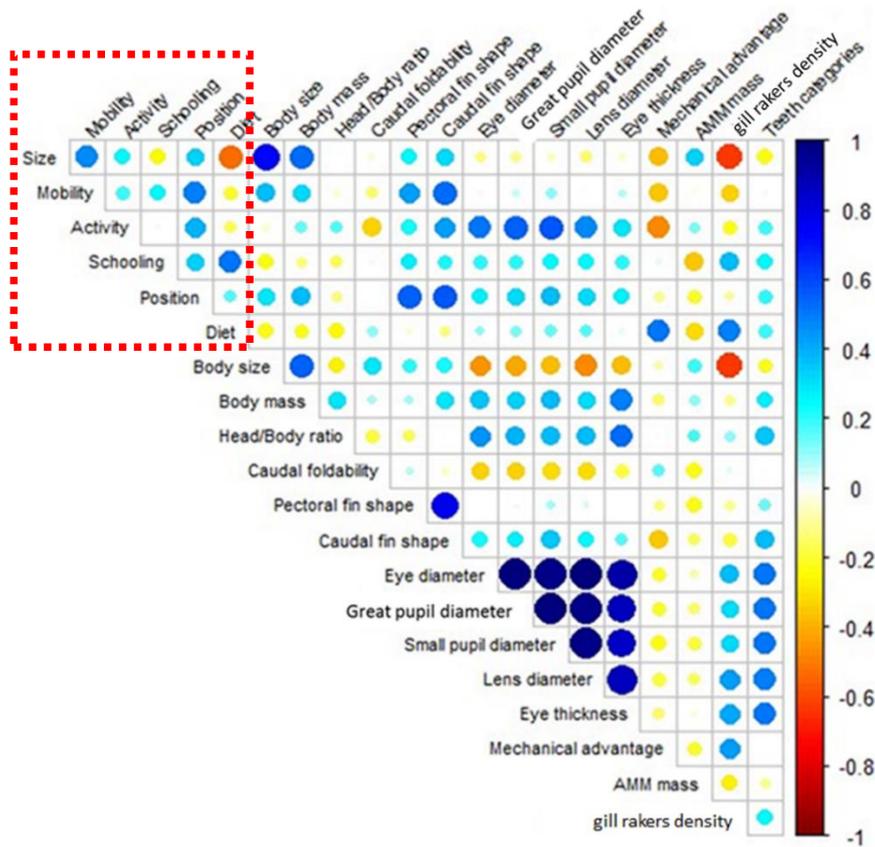


Figure 9: Correlogram of univariate with significance test correlations between each ecological and morphological traits used in the db-RDA (morphological traits are those explained by PCs used in morphological global PCA). Non-significant correlations are figured by blank and the circle's diameter is proportional to the correlation's strength. Bleu shade represents positive correlations while red shade represents negative ones. Body size corresponds here to the standard length and head/body ratio to the relative size of head and body without head. Red square encompass ecological data. See Table 1 for abbreviations used for individual morphological traits.

Table 2 : db-RDA results of morphological traits explained by ecological traits variations. Values correspond to the amount to which each morphological trait is explained by overall ecological ones (red value for all morphological data, black values for individual traits). Non-significant model (*ns*) correspond to P-values > 0.05. (P-value < 0.05*, P-value < 0.01**, P-value < 0.001***). See Table 1 for abbreviations used for individual morphological traits.

Morphological traits	Ecological traits	Size	Mobility	Activity	Schooling	Position	Diet
All traits	36.55 (***)	***	<i>ns</i>	***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Length	64.95 (***)	***	<i>ns</i>	**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Mass	34.08 (**)	***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Head/Body	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Caudal fold	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pectorals shape	37.15 (**)	*	**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>
Caudal shape	47.87 (***)	**	**	**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
GD œil	67.29 (***)	***	<i>ns</i>	**	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>
Diam.lens	39.32 (**)	<i>ns</i>	<i>ns</i>	***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Lax œil	63.53 (***)	***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	**	<i>ns</i>
Gd.pup	36.31 (**)	<i>ns</i>	<i>ns</i>	***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pd.pup	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
MA	48.08 (***)	**	<i>ns</i>	**	<i>ns</i>	*	**
abductor	28.28 (*)	*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
gill rakers	48.81 (***)	***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	*	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Teeth	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>

Table.3 shows db-RDA results on the explanation of morphological variations by ecological ones. The head/body ratio, caudal foldability, small pupil diameter and teeth categories are not explained by the model. Length variations as well as overall morphological traits are explained by the size class to which species belong and the period of activity even though a really weak correlation exists between length and activity period (Fig.9). Pectoral and caudal fin shapes are both constrained by size class and mobility pattern, but pectoral shape is also constrained by the position related to reef and caudal shape by activity period. Eyeball diameter is explained by size class, period of activity and position in the water column. The eye thickness is explained by fish's size and position. The mechanical advantage is also explained by size and position, but likewise by the activity pattern and diet variations. Finally, gill raker's density is again explained by size classes, but also by schooling behaviour.

Discussion

This study showed that the diversity of ecological functions among groups of reef fishes, from the diet to the mobility in the ecosystem, can be explained to a certain extent by morphological traits variations.

a- Species organization among two functional spaces

Diet, size class and schooling behaviour are the main ecological functions structuring our community. Indeed, the dominant axis of a PCA performed on ecological functions is based on these three functions. This pattern of reef fish assemblages is thus a transition from social and planktivorous species, like Pomacentridae relatives of relatively small size, to large piscivorous species with a relatively solitary life (groupers, tunas or barracudas). The second axis, which accounts for 31% of the ecological variation, represents a transition between pelagic, mobile species and benthic, sedentary ones. This suggests that our sample, in ecological perspective, is characterised by an opposition between small fish that form large shoals, maybe in a predatory avoidance behaviour or to enhance foraging efficiency (Pitcher and Parrish, 1993; Hoare *et al.*, 2000), and large solitary top predators. Pelagic species appeared also to be most able to perform long-distance movements compared to benthic ones with a sedentary way of life. This finding could reflect an effect of foraging strategies on swimming performance, energetic and locomotion patterns (Webb, 1984; Blake, 2004; Fulton, 2007).

The ecological functional space can be divided into two “sub-spaces” with specific characteristics. Large piscivorous species with a solitary behaviour appeared to be at the same time the most mobile and pelagic ones like Carangids or Tunas (Fig.7; right quadrant). Other fishes and cephalopods are relatively large and alert preys, with a wide distribution and well-developed escape behaviours (Wainwright and Bellwood, 2002). Consequently, their predators need to cruise long distances to cover energetic needs. Body and caudal fin propulsion is considered the optimal swimming mode to pursue preys (Fulton, 2007) by covering the greatest distance as possible with least expenditure of energy (Webb, 1984). Moreover, these species must minimize energetic costs through an increased thrust (Sambilay, 1990) and adapted fin shape providing slender pectorals and lunate caudal fin with low area (Bainbridge, 1963; Wainwright *et al.*, 2002). Equally present in the eco-functional space’s right quadrant, are large and solitary species with a piscivorous or herbivorous diet, but with a benthic and sedentary oriented way of life. These species are mostly groupers and surgeonfish foraging on locally abundant food like other benthic fishes or detrital material (Heemstra and Randall, 1993; Ross Robertson *et al.*, 1979). Consequently, these species need to be able to intake food in any plane and to move through a restricted complex space like reefs (Webb, 1984), and such that a well-developed manoeuvrability using rounded median and paired fins is more advantageous (Fulton, 2007). Smaller planktivorous species, with a well-developed social behaviour, express also high mobility abilities and a pelagic life for some species (Fig 7; left quadrant). These species must forage on widely dispersed elusive particles and need the same swimming adaptations than piscivorous ones to forage among wide home range (Webb, 1984; Blake, 2004). Other planktivorous species differed from previous ones by expressing a benthic way of life and a subservience to one reef or a single restricted area (Wainwright *et al.*, 2002). These species are mostly Pomacentridae relatives, foraging on locally abundant plankton particles carried and accumulated into reefs by currents (Wainwright and Bellwood, 2002). A transitional fin shape could thus enable at the same time a great manoeuvrability in confined space and maximized thrust to quickly catch small particles in an unstable environment. Finally, based only on ecological functions, the sampled community opposed mostly large piscivorous and solitary species to smaller planktivorous species with a well-developed social behaviour. Mobility and position patterns, oriented towards habitat use and potential dispersion, segregate pelagic mobile species from benthic sedentary ones in the two “sub-spaces”. This structuration is relatively characteristic of reef fish assemblages according to a strong niche partitioning and the present work confirms interpretations made in previous studies (Wainwright and Bellwood, 2002; Bellwood *et al.*, 2006). The eco-functional approach enables thus to discriminate well

the realized niche of each species and to investigate what species are really doing in the ecosystem, even if the basis for this niche partitioning cannot be identified through it.

Regarding morphological functions, PCA's results showed that morphological diversity is organized following six main axes of variations based on nine morphological traits. These traits are the most structural ones for our community by expressing maximal variations. The dominant axis, based on teeth morphology, represents only 27% of total variations. This relatively low value could be a consequence of the tremendous morphological diversity of the group under study, and thus reflecting that no given morphological function encompasses a dominant opposition within the community. Consequently, since teeth are tightly linked with diet categories (Wainwright and Bellwood, 2002; Bellwood *et al.*, 2014), morphological variations seem to corroborate ecological findings where diet is the primary constrain of the fish assemblage. This dominance, however, does not explain functional variations in the same way. Indeed, diet categories segregate piscivorous from planktivorous species while teeth structuration is based on morphological appearance. In other words, discrimination based on teeth morphology is not a "gradient". Nonetheless, species can be classified into four categories based on the linkage between teeth and diet categories: (1) species eating on attached preys or organic material by scraping the substratum with a hard beak in Scaridae, single cutting edge among Acanthuridae or by comb-like or long teeth among Pomacanthidae or Chaetodontidae (Wainwright and Bellwood, 2002); (2) piscivorous fishes eating also on cephalopods, with raptorial or canines to effectively catch fast species and maybe prevent prey from escaping, as in Serranidae or Carangidae; (3) invertivorous species eating on shelled invertebrates like crabs, bivalves or gastropods and characterized by a strong bite (Wainwright and Bellwood, 2002) and small incisors rearranged in mulcher plate-like structures or molariform teeth to crush prey's protection as in Haemulidae; and finally (4) planktivorous species with relatively very short incisors or canine-like teeth probably not used in nutrition due to suction feeding involving a rapid mouth opening and closing (Wainwright and Richard, 1995).

Caudal foldability appeared to be the secondary morphological discriminant. This faculty has been little studied, but Bainbridge (1963) suggested that area modulations have an impact on generated thrust and swimming speed: fish with a low fin area are able to perform rapid accelerations with little drag while an increase in fin span also increases drag and results in slower movements. Consequently, species with high foldability could modulate caudal fin span in order to modulate their swimming speed (Blake, 2004). Reversely, we can assume that low foldability expresses only fast or slow swimming and fish modulate their swimming speed

with difficulty. Consequently, as caudal foldability is clearly linked to the locomotion function, morphological variations seem again to reflect ecological ones. This link is reinforced by the fact that mobility and position patterns, which are the ecological traits linked to locomotion, are also secondary discriminants in the ecology PCA. These traits are also linked with habitat's use and locomotion is also expected to influence this resource exploitation (Fulton, 2010).

Quantification of length measurements (standard length, mass and eye, pupil and lens size) and gill rakers' density were recovered as third and fourth functional discriminants respectively. The high density in gill rakers coupled with large eyes could characterize a planktivorous diet. Indeed, the inter-rakers distance determines the minimal particle size that can be retained (MacNeill and Brandt, 1990) and numerous and nearby gill rakers are expected to be a filter for small particles like plankton. Moreover, large eyes have already been determined as a planktivorous character (Schmitz and Wainwright, 2011b). In their study, authors suggest that zooplanktivorous species express at the same time larger eyes (especially lens) and longer gill rakers than non-planktivorous ones. They also suggest that zooplanktivores are expected to have a well-developed visual acuity to detect particles with low contrast against their background and an increased sensibility to low light environment compared to species with smaller eyes.

Finally, fin shape, mechanical advantage and eye thickness are the last discriminants of morphological functions. This last morpho-space can be divided into four "sub-spaces", opposing first species with slender and lunate fins from those with rounded ones (left quadrant against right one respectively). These two compartments are both further divided between species with high mechanical advantage and relatively thin eyes, and species with low mechanical advantage and thick eyes. We suggested above that eyes with larger proportions should characterize fish with a good visual acuity and able to focus on relatively translucent particles mingled with the background or larger preys. A low mechanical advantage is furthermore an indication of a velocity-modified system (Wainwright and Richard, 1995) involved in ram-suction mechanism characteristic of planktivorous and some piscivorous species like groupers. Species with slender pectorals and lunate tail like carangids or barracudas, also appeared in this part of the morphospace (lower quadrant). They are predators of large and elusive preys like other fishes (Wainwright and Bellwood, 2002) and some planktivorous species, which need to detect and pursue preys efficiently, and to quickly catch them before they escape. Thin eyes, a high mechanical advantage and rounded fins imply species with a well-developed manoeuvrability to handle preys in restricted areas and a forceful modified closing system to effectively crush hard-shelled preys easy to detect and capture

(Wainwright and Richard, 1995; Wainwright and Bellwood, 2002). This second part of the morpho-space (upper quadrant) encompasses also species with slender/lunate fins to perform long-distance foraging during periods of activity (Wainwright *et al.*, 2002).

In conclusion, the assemblage sampled in this work appeared to be mainly structured by species' diet, size, mobility and position patterns reflecting the same organization resulting from morphological variations. Here, distinction between species seems to be mainly based on food utilization, but it must be kept in mind that resources exploitation is not only relative to nutrition, but likewise to find favourable habitats where performing the entire cycle of life or sexual partners (Danchin *et al.*, 2005). Activity pattern did not appear as significant to explain species ecological diversity. This can be explained by the fact that only 16% of sampled species were nocturnal. This lack of significance may be a sampling artefact since the majority of samplings took place during daytime. Finally, the morpho-functional approach contributes to highlight the bases for ecological diversity within an assemblage and enables to investigate what species are able to do, i.e. their fundamental niche as previously done by Wainwright and Bellwood (2002).

b- *Ecomorphological linkages*

Ecological characterization in size class was shown to be dominant for ecological characters while morphological feature (standard length) only explains 15% of variation in species morphology. This contrast could be due to the fact that classes of size are based on average species size, whereas morphological size distinctions are based on individual measurements. Nonetheless, diet, mobility and position are all three constrained by fish size where larger fishes are piscivorous ones with a pelagic way of life and able to pursue fast preys on long-distances and during long periods of time. Such species have been recognized to possess a lower metabolic rate with increasing mass (Itazawa and Oikawa, 1986), suggesting the need for efficient swimming performance to minimize energetic costs during foraging (Webb, 1984). On the contrary, the majority of planktivorous and invertivorous species of smaller size are expected to express a better metabolic rate with an increase in relative tissues' respiration (Oikawa and Itazawa, 1985). Consequently, these species don't need to favour fast swimming in a confined and lesser exposed environment to capture their prey (Webb, 1984). Furthermore, the important body proportion compared to the head size in pelagic species reflects a need for effective and powerful swimming enabled by an important truncal musculature as the prime

locomotion mover in fish (Bainbridge *et al.*, 1963), while benthic species eating on hard substratum should require a larger head and associated muscles to perform strong bites.

The group of fishes studied here seems to effectively follow a general trend among reef fish assemblages: a dichotomy between piscivorous and partly planktivorous species with a pelagic way of life and an important mobility, and mostly invertivorous and herbivorous species, with partly piscivorous and planktivorous ones (groupers, Pomacentridae) with a way of life closer or linked to the reef, and subservient to a single reef or restricted area (Wainwright and Bellwood, 2002; Bellwood *et al.*, 2006). Benthic species that predate on other fishes or benthic preys, however, don't need to focus well on small particles and an efficient visual acuity should not be a requirement in benthic habitats. Mobility is also positively correlated with eye thickness suggesting that mobile species should have a good focus ability to detect their preys in an environment not always as bright as waters directly surrounding the reef. Diet categories also depend on the mechanical advantage expressed and gill rakers' density. Planktivorous species express effectively the densest gill rakers' structure, as expected to retain very small particles (MacNeill and Brandt, 1990), but also seem to express high mechanical advantage. The latter finding could be surprising since it was previously suggested that planktivorous species express a fast lower jaw closing in order to catch small drifting particles (Wainwright *et al.*, 1995). This difference can, however, be explained by the fact that invertivorous and planktivorous species are positioned nearby on diet categories "gradient", with more invertivorous species sampled and thus an orientation to high mechanical advantage. Reversely, piscivorous species display sparse gill rakers and a low mechanical advantage, which is concordant with previous conclusions from different studies (Wainwright and Richard, 1995; Wainwright and Bellwood, 2002). Indeed, these predators must quickly catch preys having well-developed escaping abilities (Wainwright and Bellwood, 2002). Mobility and position patterns appeared positively correlated with fin shape. This finding supports the idea formulated above and in previous studies (Sambily, 1990; Wainwright *et al.*, 2002; Fulton, 2010) that slender pectorals and lunate or forked caudal fins enhance thrust production and enable species to perform faster swimming, contrary to species with extended fins. Indeed, the latter morphology displays important drag and prevents rapid movements (Bainbridge, 1963). These findings translate a differential habitat occupation with pelagic mobile species susceptible to occur across a wide home range (Bridge *et al.*, 2016), to interact more easily with each other, as can be expected with the purpose to reproduce and disperse (Danchin *et al.*, 2005). Sedentary and benthic species can thus be expected to disperse and interact with other populations with difficulty, but this would need to be tested in future studies.

The lack of social behaviour explanation by morphological traits variations, as showed by the db-RDA results, suggests a lack of correlation between morphological functions and behavioural traits. Indeed, social life is mainly a response to predation pressure on organisms, and has been identified in numerous species from insects to fishes and birds (Danchin *et al.*, 2005). In this study, schooling appeared positively linked with the pelagic way of life, which is to be expected because the pelagic compartment is an open space where fish are exposed to visually detecting predators during daytime (Loose and Dawidowicz, 1994). Benthic species, however, live in a complex environment where possible hiding places between corals are numerous. Predator avoidance can come about, for pelagic species, *via* several processes such as an improved detection of predators or a confusion exerted on predators during an attack event by too many preys (Pitcher and Parrish, 1993). The larger the shoal is, the better will the fish detect approaching predators. Thus, from the point of view of one individual, more time can be spent foraging with an increasing energy intake because its probability to be eaten dramatically decreases with increasing conspecifics around (Danchin *et al.*, 2005; Wilson White and Warner, 2007). A reduction in energetic costs was showed to be effective for trailing individuals enjoying hydrodynamics created by leading ones (Johansen *et al.*, 2010) and can, for example, result in a reduction of up to 23% of oxygen consumption and 40% of energetic expenditures in the sea bass *Dicentrarchus labrax* (Heskin and Steffensen, 1998). Schooling behaviour can thus enable fish to enhance their alimentary resources exploitation by spending less time in predator detection and avoidance, but also a reduction into reduce energetic expenditures.

Finally, the assemblage studied here is mainly and primarily constrained by feeding aspects of niche utilization. Coral reef fish assemblages have already been characterized by this aspect of resources use (Wainwright and Bellwood, 2002; Bellwood *et al.*, 2006; Goatley and Bellwood, 2009), even if methods and functions used here did not enable to investigate competition interactions or density-dependent effects for example, as important processes structuring assemblages.

In conclusion, ecological functions are not entirely explained by morphological variations, thus implicating other processes to justify ecological patterns. Inversely, ecological functions also have an impact on morphological trait patterns, even if the effect is lower. This difference could be argued because morphology is causally connected with performance or the ability of fish to perform key tasks. The coupling between morphology and ecology provides information on species' fundamental niche through their morphological attributes and on their realized niche

through ecological functions. Fish's morphology is a strong indication of what species are doing in the ecosystem, but the observation of their effective niche utilization cannot provide robust conclusions on their whole abilities spectrum. In future works, ecomorphological investigations could be used as indicators of the resilience of an assemblage in degraded habitats (Bremner *et al.*, 2003; Mouillot *et al.*, 2013) through the production of “functional maps” to visualize changes in the distribution of functions in a given assemblage over time.

References

- Anderson, M. J., & Willis, T. J. (2003). Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, *84*(2), 511–525.
- Anderson, R. A., Mcbrayer, L. D., & Herrel, A. (2008). Bite force in vertebrates : opportunities and caveats for use of a nonpareil whole-animal performance measure. *Biological Journal of the Linnean Society*, *93*, 709–720.
- Bainbridge, R. (1963). Caudal fin and body movement in the propulsion of some fish. *Journal of Experimental Biology*, *40*, 23–56.
- Barnett, A., Bellwood, D. R., & Hoey, A. S. (2006). Trophic ecomorphology of cardinalfish. *Marine Ecology Progress Series*, *322*, 249–257.
- Bellwood, D. R., Hoey, A. S., Bellwood, O., & Goatley, C. H. (2014). Evolution of long-toothed fishes and the changing nature of fish-benthos interactions on coral reefs. *Nature Communications*, *5*, 1–6.
- Bellwood, D. R., Wainwright, P. C., Fulton, C. J., & Hoey, A. S. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B*, *273*, 101–107.
- Binning, S. A., & Roche, D. G. (2015). Water flow and fin shape polymorphism in coral reef fishes. *Ecology*, *96*(3), 828–839.
- Blake, R. W. (2004). Fish functional design and swimming performance. *Journal of Fish Biology*, *65*, 1193–1222.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. New York: Springer. Science+ Business Media.
- Bremner, J., Rogers, S. I., & Frid, C. L. J. (2003). Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems : a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, *254*,

11–25.

- Bridge, T. C. L., Luiz, O. J., Coleman, R. R., Kane, C. N., & Kosaki, R. K. (2016). Ecological and morphological traits predict depth-generalist fishes on coral reefs. *Proceedings of the Royal Society B*, 283, 20152332.
- Cachera, M. (2013). Implications of morphological and functional traits for trophic relationships within fish communities and marine trophic network architecture. *Thèse de doctorat d'université. Lille : Université de Lille.*
- Carroll, A. M., Wainwright, P. C., Huskey, S. H., Collar, D. C., & Turingan, R. G. (2004). Morphology predicts suction feeding performance in centrarchid fishes. *The Journal of Experimental Biology*, 207, 3873–3881.
- CESAB.(2016). *GASPAR*. <http://www.cesab.org/index.php/fr/projets-passes/28-gaspar>
- Collar, D. C., & Wainwright, P. C. (2006). Discordance between morphological and mechanical diversity in the feeding mechanism of centrarchid fishes. *Evolution*, 60(12), 2575–2584.
- Danchin, E., Giraldeau, L. A., & Cézilly, F. (2005). *Écologie comportementale*. (Dunod). Paris.
- Dinhut, V., Nicet, J. B., & Quod, J. P. (2008). Suivi et état de santé 2007 des récifs coralliens de Mayotte. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 63(1-2), 103–114.
- Eschmeyer, W. N.(2012). *Catalog of fishes*. California Academy of Science.
- Fulton, C. J. (2007). Swimming speed performance in coral reef fishes : field validations reveal distinct functional groups. *Coral Reefs*, 26, 217–228.
- Fulton, C. J. (2010). The role of swimming in reef fish ecology. In *Fish Locomotion: an ethological perspective* (pp. 374-406).
- Goatley, C. H. R., & Bellwood, D. R. (2009). Morphological structure in a reef fish assemblage. *Coral Reefs*.
- Goslee, S., & Urban, D. (2007). The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. *Journal of Statistical Software*, 22(7), 1–19.
- Grubich, J. R., & Westneat, M. W. (2006). Four-bar linkage modelling in teleost pharyngeal jaws : computer simulations of bite kinetics. *Journal of Anatomy*, 209, 79–92.
- Heemstra, P. C., & Randall, J. E. (1993). *FAO species catalogue vol. 16 groupers of the world (family serranidae, subfamily epinephelinae): An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper, and lyretail species known to date*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Herskin, J., & Steffensen, J. F. (1998). Energy savings in sea bass swimming in a school : measurements of tail beat frequency and oxygen consumption at different swimming speeds. *Journal of Fish Biology*, 53, 366–376.

- Hoare, D. J., Krause, J., Peuhkuri, N., & Godin, J.-G. J. (2000). Body size and shoaling in fish. *Journal of Fish Biology*, *57*, 1351–1366.
- Holzman, R., Collar, D. C., Day, S. W., Bishop, K. L., & Wainwright, P. C. (2008). Scaling of suction-induced flows in bluegill: morphological and kinematic predictors for the ontogeny of feeding performance. *The Journal of Experimental Biology*, *11*, 2658–2668.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, *22*(2), 415–427.
- Itasawa, Y., & Oikawa, S. (1986). A quantitative interpretation of the metabolism-size relationship in animals. *Experientia*, *42*, 152–153.
- Johansen, J. L., Vaknin, R., Steffensen, J. F., & Domenici, P. (2010). Kinematics and energetic benefits of schooling in the labriform fish, striped surfperch *Embiotoca lateralis*. *Marine Ecology Progress Series*, *420*, 221–229.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, *6*(6), 21–27.
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2016). factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. R package version 1.0.3.
- Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, *69*(1), 1–24.
- Legendre, P., & Bricks, H. (2012). From classical to canonical ordination. In *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments* (pp. 201–248).
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology, second english edition*. (Developmen). Amsterdam: Elsevier Science B.V.
- Loose, C. J., & Dawidowicz, P. (1994). Trade-offs in diel vertical migration by zooplankton: the costs of predator avoidance. *Ecology*, *75*(8), 2255–2263.
- Macneill, D. B., & Brandt, S. B. (1990). Ontogenetic shifts in gill-raker morphology and predicted prey capture efficiency of the alewife, *Alosa pseudoharengus*. *Copeia*, *1990*(1), 164–171.
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, *28*(3), 167–177.
- Norton, S. F., Luczkovich, J. J., & Motta, P. J. (1995). The role of ecomorphological studies in the comparative biology of fishes. *Environmental Biology of Fishes*, *44*, 287–304.
- Odum, E. P. (1971). *Fundamentals of ecology, 3rd edition*. (Saunders). Philadelphia.
- Oikawa, S., & Itazawa, Y. (1985). Gill and body surface areas of the carp in relation to body

- mass, with special reference to the metabolism-size relationship. *Journal of Experimental Biology*, *117*, 1–14.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Wagner, H. (2016). *vegan*: community ecology package. R package version 2.3-5
- Pitcher, T. J., & Parrish, J. K. (1973). Functions of shoaling behaviour in teleosts. In *Behaviour of Teleost Fishes* (pp. 364–439).
- R Core Team (2014). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ross Robertson, D., Polunin, N. V. C., & Leighton, K. (1979). The behavioural ecology of three Indian Ocean surgeonfishes (*Acanthurus lineatus*, *A. leucosternon* and *Zebrasoma scopas*): their feeding strategies, and social and mating systems. *Journal of Chemical Information and Modeling*, *4*, 125–170.
- Sambilay, V. C. (1990). Interrelationships between swimming speed, caudal fin aspect ratio and body length of fishes. *Fishbyte*, *689*, 16–20.
- Scharf, F. S., Juanes, F., & Rountree, R. A. (2000). Predator size - prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series*, *208*, 229–248.
- Schmitz, L., & Wainwright, P. C. (2011a). Nocturnality constrains morphological and functional diversity in the eyes of reef fishes. *BMC Evolutionary Biology*, *11*(1), 338.
- Schmitz, L., & Wainwright, P. C. (2011b). Ecomorphology of the eyes and skull in zooplanktivorous labrid fishes. *Coral Reefs*, *30*, 415–428.
- Sfakiotakis, M., Davies, J. B. C., & Lane, D. M. (1998). Review of fish swimming modes for aquatic locomotion. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, (December), 1–53.
- Sonnefeld, M. J., Turingan, R. G., & Sloan, T. J. (2014). Functional morphological drivers of feeding mode in marine teleost fishes. *Advances in Zoology and Botany*, *2*(1), 6–14.
- Tanaka, H., Aoki, I., & Ohshimo, S. (2006). Feeding habits and gill raker morphology of three planktivorous pelagic fish species off the coast of northern and western Kyushu in summer. *Journal of Fish Biology*, *68*, 1041–1061.
- Wainwright, P. C. (1991). Ecomorphology: experimental functional anatomy for ecological problems. *American Zoologist*, *31*, 680–693.
- Wainwright, P. C., & Bellwood, D. R. (2002). Ecomorphology of feeding in coral reef fishes. In *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem* (pp. 33–55).
- Wainwright, P. C., Bellwood, D. R., & Westneat, M. W. (2002). Ecomorphology of locomotion

- in labrid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 65, 47–62.
- Wainwright, P. C., Bellwood, D. R., Westneat, M. W., Grubich, J. R., & Hoey, A. S. (2004). A functional morphospace for the skull of labrid fishes : patterns of diversity in a complex biomechanical system. *Biological Journal of the Linnean Society*, 82, 1–25.
- Wainwright, P. C., & Richard, B. A. (1995). Predicting patterns of prey use from morphology of fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44, 97–113.
- Webb, P. W. (1984). Body form , locomotion and foraging in aquatic vertebrates. *American Zoologist*, 24(1), 107–120.
- Wei, T., & Simko, V. (2016). corrplot: visualization of a correlation matrix. R package version 0.77.
- Westneat, M. W. (1990). Feeding mechanics of teleost fishes (Labridae ; Perciformes): a test of four-bar linkage models. *Journal of Morphology*, 205, 269–295.
- Westneat, M. W. (2004). Evolution of levers and linkages in the feeding mechanisms of fishes. *Integrative and Comparative Biology*, 44, 378–389.
- Wickel, J., Jamon, A., Pinault, M., Durville, P., & Chabanet, P. (2014). Composition et structure des peuplements ichtyologiques marins de l'île de Mayotte (sud-ouest de l'océan Indien). *Cybium*, 38(1), 179–203.
- Wilson White, J., & Warner, R. R. (2007). Behavioral and energetic costs of group membership in a coral reef fish. *Oecologia*, 154, 423–433.

ANNEXES

Annex 1: Ecological functions with categories, values and functional significance associated. Data obtained from 2010 GASPAR program on functional vulnerability of reef's fish assemblages (<http://www.cesab.org>).

Functional traits	Categories and values from GASPAR	Functional significance
Size (cm)	S1 : 0-7 S2 : 7,1- 15 S3 : 15,1-30 S4 : 30,1- 50 S5 : 50,1-80 S6 : + 80	The size impacts energetic needs, play a role in the predator-prey relationship, influence growth and mortality rate.
Diet	(1) : FC : piscivorous (2) : HD : herbivorous-detritivorous (3) : HM : macroalgae herbivorous (4) : IM : mobile invertivorous (5) : IS : sessile invertivorous (6) : OM : omnivorous (7) : PK : planktivorous	Diet determine fish's impact on ecosystem functioning by trophic interactions and thus, on nutrient cycle.
Position	1 : benthic 2 : benthopelagic 3 : pelagic	The position among water column influence the predation risk as well as kind of diet and foraging
Schooling	1 : solitary 2 : pairs 3 : small groups (3-30 individuals) 4 : medium groups (20-50 individuals) 5 : large groups (+50 individuals)	Schooling behaviour define the ability to avoid predation and the spatial variability of ecologic impacts.
Mobility	1 : Sedentary 2 : Mobile among reef 3 : Mobile between reefs	The mobility define energetic needs, affect the foraging spatial ranging and influence predation risk and prey defence.
Activity	1 : Diurnal 2 : Diurnal/nocturnal 3 : Nocturnal	The period where fishes are active influences their trophic role et their probability to suffer predation.

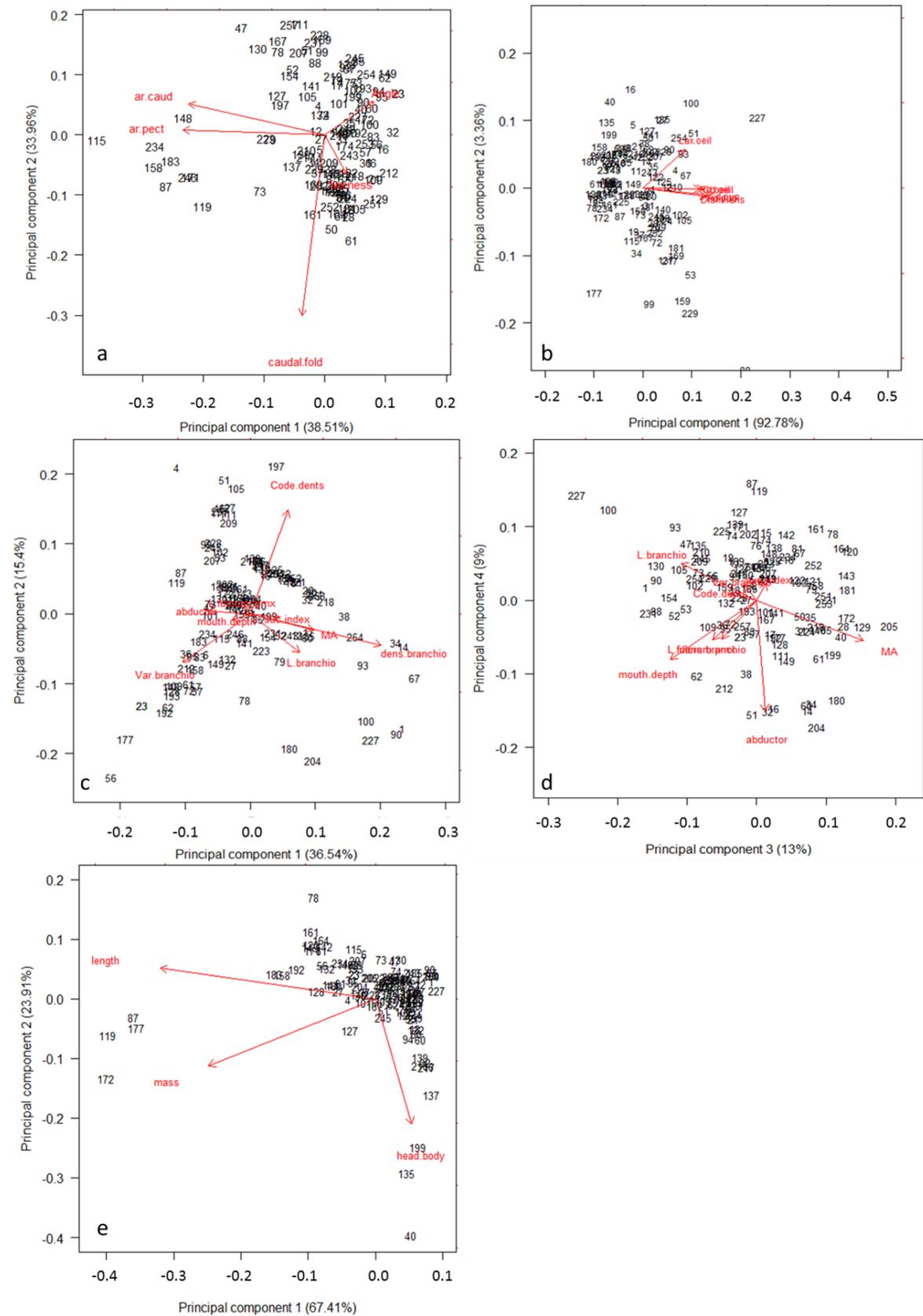
Notes relatives to diet categories:

- **HD** : fish eating on undefined organic matter described as "detritic", vegetal matter, turf or filamentous algae
- **HM** : macro-algae and/or seagrass
- **IS** : corals, sponges and ascidians
- **IM** : benthic invertebrates like crabs
- **PK** : phytoplanktonic and zooplanktonic fish
- **FC** : tall and pelagic organisms like other fish or cephalopods
- **OM** : fish eating on vegetal (herbivorous or detritic) or animal (carnivorous) organic matter

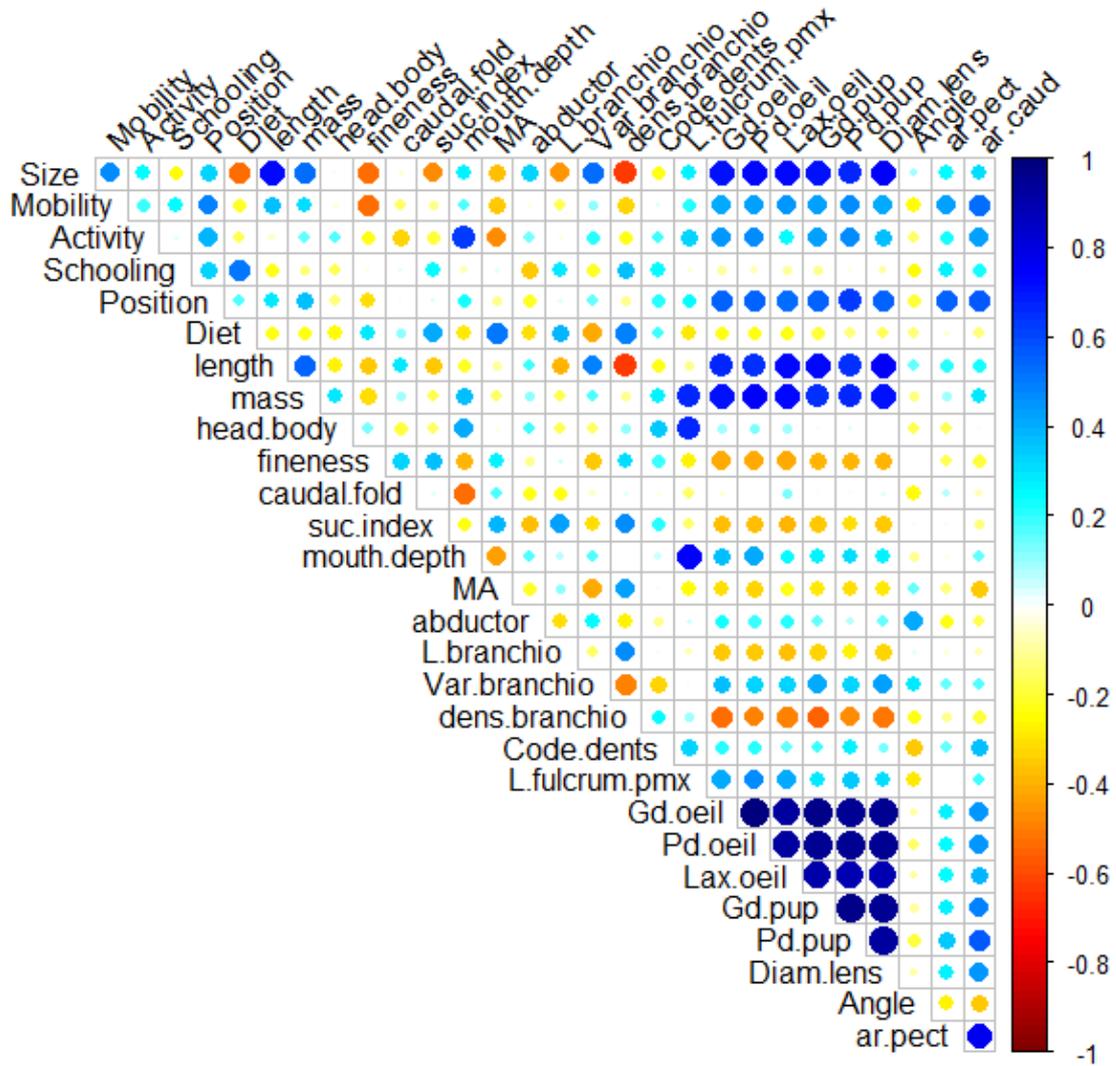
Annex 2 : Species studied during this work, with correspondence codes for the ecological PCA (left table) and all individuals used during analysis with correspondence traits for general morphological and morphological functions related PCA (right table).

Order	Family	Species	Code	Species	Code	Species	Code
Periformes	Pomacentridae	Abudefduf sexfasciatus	1	P. pavo	1	H. acuminatus	125
Periformes	Acanthuridae	Acanthurus leucostemon	2	M. grandoculis	4	L. rubrioperculatus	127
Periformes	Acanthuridae	Acanthurus lineatus	3	A. leucostemon	5	V. louti	128
Periformes	Acanthuridae	Acanthurus thompsoni	4	V. albomarginata	6	P. diacanthus	129
Periformes	Serranidae	Aethaloperca rogaa	5	A. leucostemon	8	A. furca	130
Periformes	Lutjanidae	Aphareus furca	6	A. leucostemon	11	M. niger	132
Tetraodontiformes	Balistidae	Balistapus undulatus	7	A. sexfasciatus	12	E. insidiator	135
Periformes	Caesionidae	Caesio xanthonota	8	C. striatus	14	Z. comutus	137
Periformes	Carangidae	Caranx melampygus	9	S. chrysopteron	16	N. elegans	138
Periformes	Serranidae	Cephalopholis argus	10	T. hebraicum	17	Z. comutus	139
Periformes	Chaetodontidae	Chaetodon falcula	11	C. falcula	18	P. vittatus	140
Periformes	Chaetodontidae	Chaetodon lunula	12	C. meyeri	19	M. niger	141
Periformes	Chaetodontidae	Chaetodon meyeri	13	P. diacanthus	21	N. vlamingii	142
Periformes	Scaridae	Chlorurus strongylocephalus	14	C. argus	23	N. unicornis	143
Periformes	Acanthuridae	Ctenochaetus striatus	15	P. imperator	23	C. melampygus	148
Periformes	Pomacentridae	Dascyllus aruanus	16	M. niger	27	V. albimarginata	149
Labriforme	Labridae	Epibulus insidiator	17	C. lunula	28	N. elegans	150
Periformes	Serranidae	Epinephelus spilotoceps	18	P. vittatus	31	M. vittata	154
Periformes	Serranidae	Gracilla albomarginata	19	S. chrysopteron	32	C. melampygus	158
Periformes	Scorpaenidae	Gymnosarda unicolor	20	C. striatus	34	S. caudimaculatum	159
Periformes	Chaetodontidae	Heniochus acuminatus	21	P. vittatus	35	N. hexacanthus	161
Periformes	Lethrinidae	Lethrinus rubrioperculatus	22	P. laevis	36	N. hexacanthus	164
Periformes	Lutjanidae	Lutjanus bohar	23	L. gibbus	37	L. rubrioperculatus	167
Periformes	Lutjanidae	Lutjanus gibbus	24	C. striatus	38	S. caudimaculatum	169
Periformes	Lutjanidae	Lutjanus kasmira	25	E. insidiator	40	G. unicolor	171
Periformes	Lutjanidae	Macolor niger	26	A. furca	47	P. albivittatus	172
Periformes	Lethrinidae	Monotaxis grandoculis	27	C. falcula	50	A. lineatus	174
Beryiformes	Holocentridae	Myripristis berndti	28	M. grandoculis	51	P. laevis	177
Beryiformes	Holocentridae	Myripristis vittata	29	M. berndti	52	C. strongylocephalus	180
Periformes	Acanthuridae	Naso elegans	30	L. kasmira	53	H. acuminatus	181
Periformes	Acanthuridae	Naso hexacanthus	31	P. laevis	56	C. melampygus	183
Periformes	Acanthuridae	Naso unicornis	32	A. rogaa	57	A. sexfasciatus	185
Periformes	Acanthuridae	Naso vlamingii	33	S. chrysopteron	60	V. louti	192
Periformes	Mullidae	Parupeneus cyclostomus	34	C. strongylocephalus	61	A. rogaa	193
Periformes	Mullidae	Parupeneus trifasciatus	35	E. spilotoceps	62	S. barracuda	197
Periformes	Haemulidae	Plectrohynchus albivittatus	36	C. falcula	64	E. insidiator	199
Periformes	Haemulidae	Plectrohynchus vittatus	37	A. thompsoni	67	N. unicornis	202
Periformes	Serranidae	Plectropomus laevis	38	L. bohar	72	C. strongylocephalus	204
Periformes	Pomacentridae	Pomacanthus imperator	39	A. furca	73	P. imperator	205
Periformes	Pomacentridae	Pomacentrus pavo	40	A. lineatus	74	P. zonatus	207
Periformes	Lutjanidae	Pristipomoides zonatus	41	C. lunula	76	L. gibbus	209
Periformes	Pomacentridae	Pygoplites diacanthus	42	C. xanthonota	78	Z. comutus	210
Periformes	Holocentridae	Sargocentron caudimaculatum	43	C. xanthonota	79	C. argus	212
Periformes	Holocentridae	Sargocentron spiniferum	44	N. unicornis	81	A. lineatus	216
Periformes	Sphyraenidae	Sphyraena barracuda	45	V. louti	83	Z. comutus	217
Tetraodontiformes	Balistidae	Sufflamen chrysopteron	46	P. trifasciatus	85	C. meyeri	218
Labriforme	Labridae	Thalassoma hebraicum	47	G. unicolor	87	P. cyclostomus	219
Periformes	Serranidae	Variola albimarginata	48	M. berndti	88	C. xanthonota	223
Periformes	Serranidae	Variola louti	49	P. pavo	90	C. lunula	224
Periformes	Zanclidae	Zanclus comutus	50	A. thompsoni	93	N. elegans	225
				B. undulatus	94	D. aruanus	227
				A. rogaa	95	P. zonatus	228
				P. zonatus	99	S. caudimaculatum	229
				P. pavo	100	M. berndti	231
				S. spiniferum	101	C. melampygus	234
				L. kasmira	102	A. sexfasciatus	243
				M. grandoculis	105	L. gibbus	245
				C. argus	109	C. melampygus	246
				L. rubrioperculatus	111	P. trifasciatus	248
				C. melampygus	115	P. diacanthus	251
				G. unicolor	119	H. acuminatus	252
				N. hexacanthus	120	C. meyeri	253
				H. acuminatus	121	A. thompsoni	254
				C. falcula	122	L. rubrioperculatus	257

Annex 3: Morphological function related PCA: locomotion with two main axis representing respectively 38.51% and 33.96% of total variance (a); vision with also two main axis representing respectively 92.78% and 3.36% of total variance (b); nutrition related traits with four main axis representing 36.54%, 15.4%, 13% and 9% of total variation (c and d); and metabolism related traits with two main axis representing respectively 67.41% and 23.91% (e).



Annex 4: Correlogram on univariate correlations of overall morphological and ecological variables. Circle size is proportional to the strength of the correlation between variables and colour to its sign: cold colours for positive correlations and hot colours for negative ones. Non-significant correlations are figured by blank.



Annex 5: Species values for each ecological function considered in this work: size class, mobility pattern, activity period, schooling behaviour, position in the water column and diet category.

Species	Size	Mobility	Activity	Schooling	Position	Diet
<i>Abudefduf sexfasciatus</i>	3	1	1	4	2	PK
<i>Acanthurus leucosternon</i>	3	3	1	5	1	HD
<i>Acanthurus lineatus</i>	4	1	1	1	1	HD
<i>Acanthurus thompsoni</i>	3	3	1	4	2	PK
<i>Aethaloperca rogaa</i>	5	2	2	1	1	FC
<i>Aphareus furca</i>	5	3	2	3	2	FC
<i>Balistapus undulatus</i>	4	2	1	1	1	IM
<i>Caesio xanthonota</i>	4	3	1	5	3	PK
<i>Caranx melampygus</i>	6	3	2	3	3	FC
<i>Cephalopholis argus</i>	5	1	2	1	1	FC
<i>Chaetodon falcula</i>	3	1	1	3	1	IM
<i>Chaetodon lunula</i>	3	1	2	2	2	IS
<i>Chaetodon meyeri</i>	3	1	1	2	1	IS
<i>Chlorurus strongylocephalus</i>	5	2	1	3	1	OM
<i>Ctenochaetus striatus</i>	3	1	1	4	1	OM
<i>Dascyllus aruanus</i>	2	1	1	4	1	PK
<i>Epibulus insidiator</i>	4	2	1	1	1	FC
<i>Epiniphelus spilotoceps</i>	4	2	2	1	1	FC
<i>Gracilla albomarginata</i>	4	3	1	1	2	FC
<i>Gymnosarda unicolor</i>	6	3	2	1	3	FC
<i>Heniochus acuminatus</i>	3	1	1	2	1	IM
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	4	3	2	4	1	IM
<i>Lutjanus bohar</i>	6	2	3	4	2	FC
<i>Lutjanus gibbus</i>	5	2	2	4	1	IM
<i>Lutjanus kasmira</i>	4	2	3	5	2	IM
<i>Macolor niger</i>	5	2	2	4	3	PK
<i>Monotaxis grandoculis</i>	4	2	3	3	2	IM
<i>Myripristis berndti</i>	5	2	3	1	2	IM
<i>Myripristis vittata</i>	3	2	3	3	2	PK
<i>Naso elegans</i>	4	2	1	3	1	HM
<i>Naso hexacanthus</i>	5	3	1	5	3	PK
<i>Naso unicornis</i>	5	2	1	3	1	HM
<i>Naso vlamingii</i>	5	3	1	3	2	PK
<i>Parupeneus cyclostomus</i>	5	2	1	1	1	FC
<i>Parupeneus trifasciatus</i>	4	2	1	3	1	IM
<i>Plectorhynchus albovittatus</i>	6	2	1	1	2	IM
<i>Plectorhynchus vittatus</i>	5	2	1	1	1	IM
<i>Plectropomus laevis</i>	6	2	1	1	1	FC
<i>Pomacanthus imperator</i>	4	1	1	1	1	IS
<i>Pomacentrus pavo</i>	2	1	1	4	2	PK
<i>Pristipomoides zonatus</i>	5	2	1	3	3	IM
<i>Pygoplites diacanthus</i>	3	1	1	1	1	IS
<i>Sargocentron caudimaculatum</i>	3	2	3	1	2	IM
<i>Sargocentron spiniferum</i>	5	2	3	1	2	IM
<i>Sphyrnaena barracuda</i>	6	3	3	3	3	FC
<i>Sufflamen chrysopterum</i>	4	1	1	1	1	IM
<i>Thalassoma hebraicum</i>	3	2	1	3	1	IM
<i>Variola albimarginata</i>	5	2	1	1	1	FC
<i>Variola louti</i>	5	2	1	1	1	FC
<i>Zanclus cornutus</i>	3	2	1	3	1	OM

Abstract

Ecosystem functioning and ecological processes are mainly explained by the diversity of ecological functions rather than by taxonomic diversity. Ecomorphology focuses on functions involved in the realization of particular tasks or performances, as the intermediate link between morphology and its ecological consequences. Teleost are a very powerful taxon to perform ecomorphological studies as they represent the majority of Vertebrates species, with a tremendous diversity of habitat and alimentary resources use. This is particularly true in coral reefs known to be highly diverse and complex systems. The functional study presented here focused on six ecological functions, from the activity period to diet categories, and four major morphological ones: locomotion, vision, nutrition and metabolism. Each morphological function was characterized by a set of traits and species were distinguished based on morphological measurements. Species distribution in functional spaces and the relationship between morphological and ecological diversity was investigated through multivariate analysis. Morphological diversity influences strongly species' way of life, especially three ecological functions: diet, patterns of mobility and position within water column. The coupling between morphology and ecology provides information on species' fundamental niche through their morphological attributes and on their realized niche through ecological functions.

Résumé

Le fonctionnement des écosystèmes et les différents processus écologiques qui y sont associés dépendent essentiellement de la diversité des fonctions écologiques plutôt que de la diversité taxonomique des communautés. L'écomorphologie permet particulièrement de répondre à ces concepts, en se focalisant sur les performances des organismes, comme lien intermédiaire entre la morphologie et ses conséquences écologiques. Les téléostéens notamment sont un groupe très pertinent pour ce genre d'études, étant donné qu'ils représentent la majorité des espèces de Vertébrés avec une forte diversité d'habitats et de ressources alimentaires. Ceci est encore plus vrai au niveau des écosystèmes coralliens connus pour leur forte diversité et complexité. L'étude fonctionnelle menée ici s'est focalisée sur six fonctions écologiques, de la période d'activité au régime alimentaire, et sur quatre fonctions morphologiques : locomotion, vision, nutrition et métabolisme. Chaque fonction a été caractérisée par un ensemble de traits fonctionnels à partir de mesures morphologiques. La distribution des espèces au sein d'espaces fonctionnels, à la fois écologiques et morphologiques, a été étudiée via différentes analyses multivariées. Il a ainsi été montré que la diversité morphologique de la communauté étudiée influence très fortement le mode de vie des espèces, en particulier trois fonctions écologiques : le régime alimentaire des espèces, leur position au sein de la colonne d'eau et leur mobilité relative par rapport au récif. Finalement, le couplage entre morphologie et écologie fournit des informations sur la niche fondamentale des espèces, à travers leurs attributs morphologiques, ainsi que sur leur niche réalisée au travers des fonctions écologiques.