

Dynamique des peuplements ichtyologiques associés aux récifs artificiels à l'île de la Réunion (ouest de l'océan Indien) - Implication dans la gestion des pêcheries côtières.

Emmanuel Tessier

► **To cite this version:**

Emmanuel Tessier. Dynamique des peuplements ichtyologiques associés aux récifs artificiels à l'île de la Réunion (ouest de l'océan Indien) - Implication dans la gestion des pêcheries côtières.. Océan, Atmosphère. Université de la Réunion, 2005. Français. tel-00464191

HAL Id: tel-00464191

<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00464191>

Submitted on 16 Mar 2010

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

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

UNIVERSITE DE LA REUNION
U.F.R. SCIENCES ET TECHNOLOGIES
LABORATOIRE D'ECOLOGIE MARINE

THESE

Pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LA REUNION
Discipline : Ecologie Marine

Présentée et soutenue publiquement le 15 décembre 2005

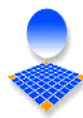
Par

Emmanuel Tessier

Dynamique des peuplements ichtyologiques associés aux récifs
artificiels à l'île de la Réunion (ouest de l'océan Indien) –
Implication dans la gestion des pêcheries côtières.

Jury

Pr. Catherine Aliaume :	Directrice de thèse
Pr. Henrich Bruggemann :	Président du jury
Dr. Pascale Chabanet :	Directrice de thèse
Dr. Mireille Harmelin-Vivien :	Rapporteur
Pr. Carlos Monteiro :	Rapporteur
Pr. Gérard Lasserre :	Examineur
Dr. Marc Soria :	Examineur



**Université des Sciences
et techniques du Languedoc**

UMR CNRS-UMII 5119 Ecosystèmes
lagunaires
Université de Montpellier II

A Cécile pour TOUT,

A Guillaume et Caroline,

A mes parents,

•

•

Remerciements

Pascale Chabanet, Tu m'as entraîné dans cette aventure difficile et exigeante. Tu m'as dit au début de la thèse que j'en sortirais transformé. Je confirme. Je tiens à te remercier pour ta disponibilité, la confiance que tu m'as accordé, tes idées et encore plus pour ton amitié.

Professeur **Gérad Lasserre**, sans vous ce travail n'aurais pas commencé. Votre enthousiasme, vos conseils et votre connaissance approfondie des récifs artificiels ont été des moteurs pendant tout ce travail. Vous avez accepté de prendre sur votre temps de repos tant mérité pour assister à cette soutenance. Merci encore pour votre soutien.

Professeur **Catherine Aliaume**, Vous avez accepté de remplacer le Professeur Lasserre au pied levé pour la direction de cette thèse. Votre rigueur et vos conseils dans l'analyse des peuplements ont contribué à éclaircir un monde obscur et je vous en remercie.

Docteur **Mireille Harmelin-Vivien**, votre aura est grande chez les « poissonniers » de ce monde, c'est un grand honneur que vous ayez accepté de participer à ce jury. Je vous en remercie chaleureusement.

Professeur **Carlos Costa Monteiro**, l'expérience du Portugal dans l'implantation de récifs artificiels en Europe est une réussite exemplaire à laquelle vous avez fortement contribué. Merci vivement, malgré vos responsabilités, d'avoir accepté de juger ce travail et de me faire bénéficier de votre expérience.

Professeur **Henrich Bruggemann**, pour avoir accepté de présider ce jury et avoir accepté dans votre labo un si vieil étudiant et lui avoir permis de mener ce travail à terme.

Professeur **Chantal Conand**, alors Directrice d'ECOMAR, vous m'avez accepté dans le labo pour tenter de boucler ce troisième cycle que j'avais quelque peu oublié, merci de m'avoir fait confiance.

Un grand merci aussi à toutes celles et ceux avec qui nous avons partagé galères, idées, joies, tant de choses que ces quelques lignes ne peuvent résumer.

Marc Soria, tu n'es pas dans ce jury pour des questions administratives, je le regrette. J'aurais aimé encore une fois de plus que tu me fasses partager tes idées et ta vision de comportementaliste, qui apportent tant à la compréhension des bêtes à écailles. A nos heures matinales dans les baies de Saint-Paul ou des Citrons.

A la dream team acoustique **Pascal Cotel, Gaël Pothin et Jaella Devakarne**, avec qui nous avons partagé les essais de capture, marquages, relâchés, suivis de petits poissons. Aux arcanes des ondes émises et réfléchies (en tout cas des ondes positives) pour Pascal grand sorcier des ondes dans l'onde.

A **David Roos**, pour tous ces instants partagés à l'IFREMER et par amitié.

Sophie Durville, Patrick Durville et Thierry Mulocheau, à nos souvenirs du temps longtemps où on rêvait de tropiques et du temps présent où on en rêve encore. Sans vous je n'aurais pas connu la Réunion. Merci pour votre aide et votre amitié.

Allez **Lionel Bigot**, les « papy thésards » sont avec toi, bientôt tu nous rejoins et on enterre la hache de guerre. Fini les vieux démons des études qu'on a laissé au bord de la route et qu'on essaye de rattraper à grands coups de cravache. Maintenant on va pouvoir se faire encore plus plaisir...et sans échéance. Merci

•

•

pour m'avoir fait partager tes connaissances sur l'analyse des peuplements. Comme quoi benthologues et poissonniers ont des choses à se dire.

A **Karine Pothin** qui m'a fait découvrir la « culture otolithique » un monde étrange plein d'os de toutes les formes dont on extrait des informations passionnantes.

Jean-Pascal Quod, Pierre Bosc, Jean Turquet, premières plongées, premières questions, premiers essais sur les récifs. Merci à tous les trois pour nos phosphorescentes discussions.

A tous les plongeurs qui ont accepté de m'accompagner quand je m'escrimais à compter des poissons qui ne voulaient pas rester en place. Votre présence m'a été d'un grand secours. Alors aux prochaines bulles pour Christian Jacquet, Fabrice Loustaunau, Sofiane Rahmoun, Gérard Hue, Alain Diringer, Yann Cauchy, Fabrice Mallet, Arnaud, Eric.

A Jean Yves Jouvenel et Mickael Boyer. Le premier pour son imagination, et la conception des récifs de la Possession, le deuxième pour sa bonne humeur et son efficacité et pour avoir donné corps au projet.

Quand on passe une thèse à 40 ans, on a déjà vécu (aie, aie, aie). Une attention particulière pour ceux dont j'ai croisé le chemin et qui m'ont fait dire que la mer c'est quand même fabuleux et notamment Marc Taquet, pour son enthousiasme sans faille et sa passion du monde marin. Je mesure chaque jour l'impact positif des DCP sur la pêche réunionnaise. Je crois comme toi, que les interactions recherche / pêche sont essentielles pour promouvoir un développement durable, encore faut-il que les pêcheurs et les chercheurs en soient convaincus.

Mille excuses aussi à ceux que j'oublie...



TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE	10
PROBLEMATIQUE	13
OBJECTIFS DE LA PRESENTE ETUDE	19
1. ___ MATERIEL ET METHODES	20
1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE ET CLIMATIQUE DE L'ILE DE LA REUNION	21
1.2. CARACTERISTIQUES DES SITES D'ETUDE : LES BAIES DE SAINT PAUL ET DE LA POSSESSION 25	
1.2.1. BATHYMETRIE	25
1.2.2. FACTEURS LOCAUX DE L'ENVIRONNEMENT	27
1.2.3. MORPHOLOGIE SOUS-MARINE ET BIOCENOSSES ASSOCIEES	29
1.3. ARCHITECTURE ET POSITIONNEMENT DES RECIFS ARTIFICIELS	32
1.3.1. ARCHITECTURE	32
1.3.2. POSITIONNEMENT DES STRUCTURES.....	35
1.4. METHODES DE SUIVI	37
1.4.1. COMPTAGES VISUELS SOUS-MARINS.....	37
1.4.2. PLAN D'ECHANTILLONNAGE	38
1.4.3. VARIABLES ETUDIEES	39
1.4.4. ANALYSE DES DONNEES.....	42
2. ___ ETUDE COMPARATIVE DES PEUPELEMENTS DE POISSONS TROPICAUX AUTOUR DE RECIFS ARTIFICIELS PAR OBSERVATIONS VISUELLES DIRECTES EN PLONGEE ET PAR VIDEO	49
2.1. RESUME	51
2.2. INTRODUCTION	52
2.3. MATERIEL ET METHODES	53
2.3.1. STRUCTURE DES RECIFS ARTIFICIELS.....	53
2.3.2. METHODES D'ECHANTILLONNAGE	54
2.3.3. ANALYSE DE DONNEES.....	56
2.4. RESULTATS	59
2.4.1. ETUDE QUALITATIVE.....	59
2.4.2. ETUDE QUANTITATIVE	60
2.5. DISCUSSION	65
2.5.1. NOMBRE D'ESPECES.....	65
2.5.2. ABONDANCE	66
2.5.3. ANALYSE COUT-BENEFICE DE LA METHODE	68
2.6. CONCLUSION	70

3. UTILISATION DE LA VIDEO POUR ESTIMER L'ABONDANCE DE POST-LARVES DE POISSONS APRES DES INSTALLATIONS MASSIVES SUR LES RECIFS ARTIFICIELS..... 71

3.1. RESUME 73
3.2. INTRODUCTION..... 73
3.3. MATERIELS ET METHODES 74
3.4. RESULTATS..... 75
3.5. DISCUSSION ET CONCLUSION 77

4. ANALYSE COMPARATIVE DES PEUPEMENTS DE POISSONS DES RECIFS ARTIFICIELS ET DES RECIFS CORALLIENS 80

4.1. INTRODUCTION..... 81
4.2. RESULTATS..... 83
4.2.1. NOMBRE DE RELEVES PAR SITE ET PAR PERIODE..... 83
4.2.2. ESPECES COMMUNES ENTRE LES SITES 83
4.2.3. COMPARAISON DES INDICES GLOBAUX..... 84
4.2.4. VARIATIONS SAISONNIERES DES INDICES 87
4.2.5. ANALYSE DES MATRICES STATIONS / ESPECES 90
4.2.6. STRUCTURE TROPHIQUE DES PEUPEMENTS..... 102
4.3. DISCUSSION..... 104

5. INFLUENCE DE L'ARCHITECTURE DES RECIFS ARTIFICIELS SUR L'EVOLUTION DES PEUPEMENTS ICHTYOLOGIQUES..... 107

5.1. INTRODUCTION..... 108
5.2. RESULTATS..... 109
5.2.1. ESPECES COMMUNES AUX TROIS TYPES DE STRUCTURES ARTIFICIELLES. 109
5.2.2. ANALYSE DES PEUPEMENTS 110
5.3. DISCUSSION 131

6. INCIDENCE DE L'ECOLOGIE DES ESPECES DANS LE DEBAT ATTRACTION / PRODUCTION 140

6.1. INTRODUCTION..... 141
6.2. RECRUTEMENT ET RECIFS ARTIFICIELS (ESPECES A ET B)..... 142
6.2.1. INTRODUCTION 143
6.2.2. RESULTATS 145
6.2.3. ESTIMATION DE LA PRODUCTION 156
6.2.4. DISCUSSION SUR LE RECRUTEMENT..... 162
6.3 ANALYSE PAR TYPE D'ESPECE 165
6.3.1. INFLUENCE DU BIOTOPE SUR UNE INSTALLATION MASSIVE ET LA MORTALITE POST-INSTALLATION DE MEROUS DE RECIFS CORALLIENS *EPINEPHELUS* SPP. 166
6.3.2 . DISTRIBUTION DE L'ESPECE *LUTJANUS KASMIRA* SUR DES RECIFS ARTIFICIELS D'ARCHITECTURES DIFFERENTES..... 184
6.3.3. MESURE PAR ACOUSTIQUE DE LA REPARTITION SPATIALE DES RESSOURCES EN POISSONS DANS UN RESEAU DE DISPOSITIFS AGREGATIFS. 193

•

•

CONCLUSION **212**

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX..... **223**

BIBLIOGRAPHIE..... **230**

ANNEXES **245**

•

•

•

INTRODUCTION GENERALE

•

•

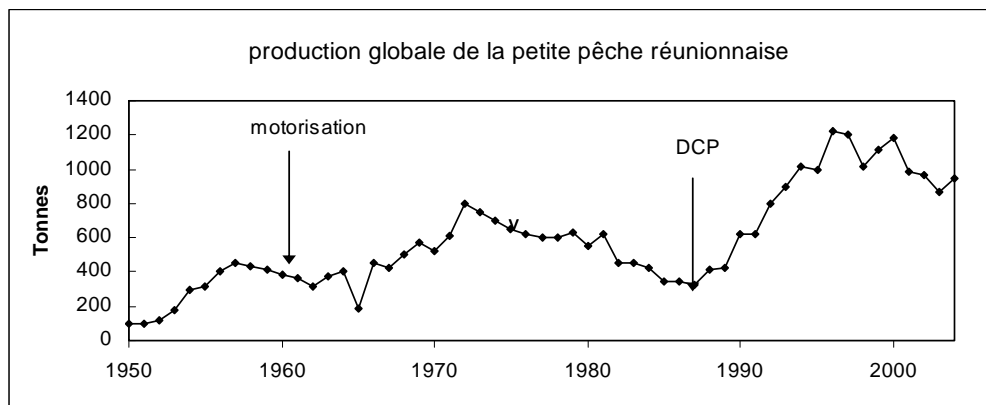
Les zones marines côtières, notamment les zones littorales, contiennent des habitats clés pour le cycle biologique de nombreuses populations marines. Ces zones ont subi ces dernières décennies une pression anthropique croissante et la plupart des ressources y sont maintenant surexploitées, posant le problème de la durabilité des pêcheries. Face à la dégradation des habitats naturels et la surexploitation des ressources, de nombreux Etats essayent de promouvoir des outils qui permettent de trouver un équilibre entre écosystèmes, ressources exploitées et système d'exploitation. L'exploitation des ressources en milieu récifal tropical est confrontée à un dilemme entre d'une part, une demande nutritionnelle toujours croissante liée à l'augmentation démographique et d'autre part, la nécessité de gérer durablement les ressources, problème d'autant plus délicat que ces écosystèmes sont souvent surexploités et fragiles. Faute de mesures de gestion appropriées, de nombreux récifs coralliens sont dégradés et surexploités. Même si la pêche n'est pas l'unique source de dégradation, les choix politiques s'orientent souvent vers l'abandon des activités halieutiques au profit d'autres activités plus lucratives (ex. tourisme) et moins directement pénalisantes pour l'écosystème. Il existe néanmoins des mesures de gestion permettant une exploitation durable des ressources, comme la mise en place d'Aires Marines Protégées (AMP) et de récifs artificiels (RAR). Ces outils de gestion, lorsqu'ils sont bien gérés, permettent d'augmenter la disponibilité et l'accessibilité des ressources marines.

À La Réunion, la pêche artisanale a vu sa production augmenter à partir des années 1960 en raison de la motorisation progressive de la flotte (Bertrand, 1985), associée à l'extension des zones de pêche. Dès le début des années 1980, la petite pêche artisanale professionnelle diminue en raison de la surexploitation des stocks démersaux (Biais et Taquet, 1992) entraînant une diminution des débarquements (Figure 1). On est dans la situation typique d'une surexploitation économique qui va vers une désaffection de l'activité. Cependant la pression d'exploitation ne diminue pas pour autant, la plupart des pêcheurs choisissant une activité de pêche informelle, non déclarée. Afin de relancer la pêche professionnelle, la première solution envisagée est la mise en place de récifs artificiels (Bosc, 1987). Cependant, à la fin des années 1980, les coûts des installations sont jugés trop onéreux et la relance de l'activité de petite pêche s'oriente vers l'exploitation des grands poissons pélagiques (thons, dorades coryphènes, marlins) avec le développement des Dispositifs de Concentration de Poissons (DCP). L'objectif est double : 1) accroître les débarquements pour alimenter le marché local et générer des retombées économiques, et 2) déplacer une partie de

•

•

l'effort de pêche en dehors des récifs coralliens qui font l'objet d'une pêche intensive (Biais et Taquet, 1991).



1. Figure 1 : évolution des débarquements de la pêche artisanale à la Réunion depuis 1950

Le premier objectif a été atteint avec l'augmentation des débarquements observée entre 1990 et 2000 (Biais et Taquet, 1991 ; Rey-Valette *et al.*, 2000 ; Tessier et Poisson, 2000). Les DCP, en accroissant l'accessibilité des ressources pélagiques pour la petite pêche, ont permis de relancer l'activité halieutique en augmentant les rendements de la pêche (Detolle, 1997). Ainsi, la majorité des pêcheurs professionnels a orienté son exploitation vers les grands poissons pélagiques qui représentent à La Réunion 78% de la biomasse des captures globales. Le reste des captures étant représenté par les poissons pélagiques côtiers (13%) et les poissons démersaux (9%). En revanche, le deuxième objectif, à savoir reporter l'effort de pêche en dehors de zones récifales, n'a semble-t-il pas été atteint ; ceci en raison du maintien de la pêche professionnelle, de l'accroissement de la pêche de plaisance dans la zone littorale et du braconnage. En 1992, 60% des prises sont capturées par des non professionnels (Biais et Taquet, 1992). Une partie de l'activité se pratique principalement autour des récifs coralliens et même dans l'arrière récif des récifs frangeants, notamment pour la pêche au capucin nain (Kopp et Delacroix, 1982 ; Anonyme, 2000). Outre la pêche, la dégradation des zones récifales est accentuée par le développement des activités humaines à proximité des récifs coralliens (urbanisation, pollution). Cette dégradation générale s'est traduite par une érosion des plages suite à des changements de la dynamique sédimentaire (Mespoullé et Troadec, 1994) et par des développements algaux consécutifs à des phénomènes d'eutrophisation des eaux récifales (Cuet, 1989). Ces effets ont été ainsi ressentis sur les biocénoses, notamment sur la faune fixée (Naim, 1993 ; Chabanet, 1994) et sur les peuplements de poissons (Letourneur, 1992 ; Chabanet, 1994). Ce constat a amené l'administration à promouvoir des outils de gestion

dédiés à la protection des récifs coralliens. Des réserves de pêche ont été instaurées en 1992, limitant fortement la pêche à l'intérieur des récifs frangeants de l'île. Puis une volonté de gestion plus globale s'est matérialisée en 1997 par la création d'un Parc Marin. En 2006, la création de réserves naturelles marines devrait permettre de doter la Réunion d'un plan de gestion des ressources liées aux récifs coralliens.

Parallèlement à ces mesures de gestion, les pêcheurs professionnels ont développé des structures artificielles côtières, inspirées des DCP destinés à la capture des grands pélagiques hauturiers. Ces structures, constituées d'une partie basale (lest) et d'une filière en cordage, attirent les petits poissons pélagiques, essentiellement des Carangidae, mais aussi des poissons démersaux. Des densités de post-larves et juvéniles élevées y sont observées, ces structures jouant ainsi un rôle de nurserie pour certaines espèces.

En raison du constat de surexploitation des ressources démersales, de la nécessité de protéger les récifs coralliens, mais aussi de l'accroissement du marché local en poissons démersaux, l'utilisation de récifs artificiels a donc été envisagée pour soutenir la production halieutique autour de l'île.

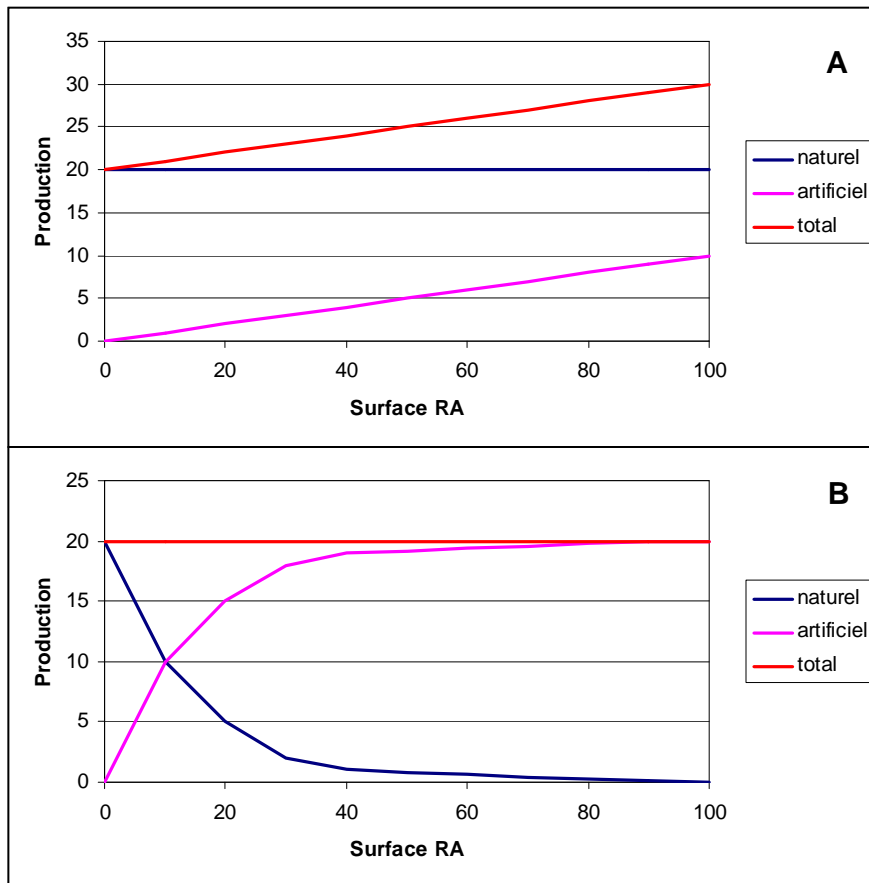
PROBLEMATIQUE

Pour démontrer l'impact des récifs artificiels sur la productivité halieutique, il faudrait évaluer leurs effets sur l'abondance globale des populations de poissons, et étudier les processus de régulation à l'échelle de la population. Le nombre limité d'études traitant de ce sujet est probablement lié à la difficulté de récolter des données à une échelle englobant l'ensemble du stock. Les échelles temporelle et spatiale de la plupart des recherches menées sur les récifs artificiels sont trop souvent limitées pour détecter des impacts biologiques sur ces stocks. Au Japon, pays leader dans l'installation des récifs artificiels, la seule évaluation menée à grande échelle considère que, malgré un accroissement de l'effort de pêche, le maintien des quantités débarquées aux cours de dix années est une conséquence positive des récifs artificiels (Nakamura, 1985). Cependant, la petite échelle est nécessaire ; elle peut permettre de mieux comprendre le fonctionnement des récifs artificiels et ainsi mieux fixer les objectifs qui leur sont alloués (Miller, 2002). Une meilleure connaissance de leur fonctionnement doit permettre (Bohnasck *et al.*, 1991) : 1) d'améliorer l'architecture et l'emplacement des récifs pour maximiser leurs bénéfices, 2) de quantifier la

•

•

magnitude des effets positifs liés à des habitats artificiels, et 3) de tester la pertinence de ces récifs artificiels. L'amélioration de l'architecture des récifs a pour but d'augmenter la disponibilité de l'habitat et la survie des poissons, permettant ainsi d'améliorer la production halieutique. Néanmoins, cette augmentation de production est l'objet d'un débat très controversé dans la gestion des récifs artificiels. La question principale est de savoir si les récifs artificiels contribuent à concentrer des ressources existantes (hypothèse d'attraction) ou s'ils permettent d'augmenter la production des espèces exploitées (hypothèse de production). Les concentrations élevées de poissons autour des récifs artificiels ont longtemps alimenté l'idée qu'ils permettraient d'augmenter les capacités biotiques du milieu, et donc d'accroître la production par rapport à une situation antérieure sans récif artificiel. Dans ce cas, la production globale des récifs artificiels et des récifs naturels serait supérieure à celle des récifs naturels seuls. Plus on installe de récifs artificiels, plus on augmente la production par rapport à la situation de départ (Figure 2A). Inversement, dans le cas d'une attraction des ressources existantes, la production des récifs artificiels compense simplement la production perdue par les récifs naturels, mais la production globale n'augmente pas (Figure 2B). D'un point de vue halieutique, ces deux impacts ont des incidences importantes sur la gestion des ressources exploitées.



2. Figure 2 : représentation schématique de la relation entre la production de poissons récifaux et la surface du récif artificiel (RA) selon de l'hypothèse de production (A) ou l'hypothèse d'attraction (B) (d'après Osenberg et al., 2002).

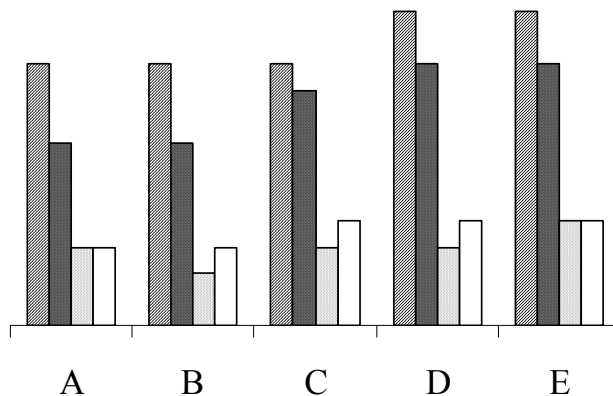
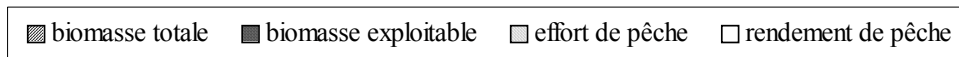
Dans le cas de l'hypothèse d'attraction, les récifs artificiels ne contribuent qu'à l'attraction des ressources vivantes et vont faciliter leur exploitation, voire leur surexploitation (Polovina, 1991 ; Matthews, 1985 ; Bohnsack *et al.*, 1994). Ainsi l'incidence de cette redistribution se fera sur l'accessibilité de la ressource et non pas sur la biomasse totale exploitée (Figure 3). En permettant une capture plus aisée (diminution de l'effort de pêche), la structure agrégative favorise l'optimisation des coûts d'exploitation (temps de prospection, coûts de carburant) sans augmenter la portion exploitée du stock (Figure 3B). À l'échelle de la Réunion par exemple, la mise en place des DCP a permis de diminuer les coûts d'exploitation des poissons pélagiques, sans augmenter sensiblement la part de stock exploitée. Néanmoins, une conséquence plus grave de cette agrégation intervient lorsqu'elle permet, pour un stock donné, d'augmenter la portion de biomasse exploitée

par rapport à la biomasse globale. Dans ce cas, c'est non seulement l'accessibilité de la ressource qui est augmentée mais aussi sa vulnérabilité (Figure 3C). Pour la pêche à la senne autour des objets dérivants, [Floyd et Pauly \(1984\)](#) ont montré que le rendement par recrue avait diminué de moitié, alors que la taille d'entrée dans les captures était passée de la moitié au quart de la taille maximale pour *Thunnus albacares* et *Katsuwonus pelamis*. De plus, la prédation de jeunes thons par des thons adultes serait plus élevée sous DCP qu'en bancs libres, suggérant ainsi que les DCP pouvaient augmenter la mortalité naturelle. Cependant, les effets liés à l'augmentation de la biomasse exploitée dépend aussi de la dynamique liant les poissons agrégés et les poissons non agrégés ([Clarck et Mangel, 1979](#)). Ainsi, si le taux de poissons agrégés et la mortalité hors agrégation dépassent le taux de renouvellement de la population, les DCP peuvent provoquer un épuisement de la ressource. Cette situation peut se rencontrer aussi bien pour les pêcheries pélagiques que démersales.

Inversement, dans le cas de l'hypothèse de production, les récifs artificiels peuvent augmenter la biomasse globale d'un stock en maintenant un rapport « biomasse exploitée/biomasse totale » constant, le rendement de la pêche sera plus élevé avec un effort de pêche constant. C'est le cas par exemple des élevages extensifs de mollusques bivalves. La mise à disposition d'un nouveau substrat, en permettant un captage de naissain plus important, contribuera à augmenter localement la biomasse totale ainsi que la biomasse exploitée (Figure 3D). La situation la plus efficiente permettrait d'augmenter l'effort de pêche et les rendements dans une proportion équivalente (Figure 3E).

•

•



3.

4. Figure 3 : impacts possibles des récifs artificiels (d'après Polovina, 1991 ; Santos *et al.*, 1996 ; Santos, 1997)

- A : Situation avant installation des récifs. Le taux de capture (capture/effort) est égal à 1, et la capture est égale à environ deux tiers de la biomasse totale.

B : Quand les RAR ne font que redistribuer la biomasse exploitable, la rendant plus facile à capturer, la même capture peut être obtenue avec un effort de pêche moindre. Dans ce cas, le gain économique se fait sur la diminution du coût d'exploitation des navires (exemple DCP).

C : Lorsque les RAR augmentent la biomasse exploitable mais pas la biomasse totale, une augmentation de la capture peut être obtenue avec le même effort.

D : Lorsque la biomasse totale et la biomasse exploitable augmentent, une capture plus élevée est possible avec le même effort de pêche.

E : Lorsque les RAR augmentent la biomasse totale et que toutes les autres variables augmentent, plus de pêcheurs peuvent utiliser le récif en maintenant le taux de capture égal à 1.

Cependant, ce schéma global ne prend pas en compte l'écologie des espèces présentes sur les récifs artificiels. Certains auteurs ont ainsi souligné que l'impact des récifs artificiels sur les populations exploitées dépendait aussi des caractéristiques biologiques, écologiques et comportementales des espèces. Ainsi, les espèces les plus à même de bénéficier d'un accroissement de biomasse, seraient limitées par la disponibilité en habitat ; ce sont des espèces démersales, philopatrides¹, territoriales et obligatoirement liées aux récifs (Pickering et Witmarsh, 1997). Inversement, l'hypothèse d'attraction s'appliquerait aux espèces limitées, non pas par la disponibilité en habitat, mais par l'arrivée des larves (recrutement) ; ce sont des espèces pélagiques, très mobiles, partiellement dépendantes des récifs et opportunistes (Bohnsack, 1989). En fait, les deux situations seraient les deux extrêmes d'un *continuum* qui irait d'une simple attraction pour les poissons pélagiques à la possibilité d'une production accrue pour les espèces fortement inféodées au substrat. Pour les espèces inféodées au substrat, la mise à disposition d'un habitat supplémentaire permettrait à un plus grand nombre de larves et post-larves de s'installer et, de ce fait, d'augmenter la biomasse totale des populations concernées. Inversement pour les espèces pélagiques, les récifs artificiels ne feraient que redistribuer les ressources existantes. Entre ces deux extrêmes, on pourrait trouver des espèces qui bénéficient des récifs artificiels en permettant à un plus grand nombre de larves de s'y installer, mais qui agissent aussi en redistribuant une partie de la population existante, ceci pour des besoins trophiques, génésiques ou de protection. Cette hypothèse pourrait expliquer le fait que parmi les espèces qui colonisent des récifs artificiels, certaines présentent de fortes variations d'abondance en liaison, soit avec la variabilité du recrutement, soit avec leurs migrations ontogéniques ou de reproduction (Bohnsack, 1989). Le récif artificiel pourrait ainsi jouer le rôle d'habitat intermédiaire, utilisé par les juvéniles, avant leur recrutement dans les populations adultes installées dans des biotopes naturels.

De nombreux travaux, relatifs aux facteurs déterminant le succès du recrutement des poissons, ont été mentionnés dans la littérature scientifique. Parmi ces facteurs, on trouve le micro-habitat, la densité des populations d'adultes, la prédation, la compétition, la disponibilité en proies (Doherty, 1991 ; Sale, 1991a). L'habitat est un des principaux facteurs impliqués dans ce processus et il affecte l'abondance, la mortalité et le taux de croissance des recrues (Connel et Jones, 1991). La protection apportée par l'habitat est essentielle pour l'installation et la réduction de la mortalité par prédation des juvéniles nouvellement installés (Shulman, 1984 ; Doherty et Sale, 1985 ; Doherty, 1991 ; Sale, 1991a).

• ¹ Fait référence à l'instinct ou la tendance d'un individu de revenir à, ou de rester dans, sa zone de naissance.

OBJECTIFS DE LA PRESENTE ETUDE

L'objectif de cette étude est d'une part, de mieux comprendre le fonctionnement des récifs artificiels implantés à la Réunion et d'autre part, d'évaluer s'ils peuvent être des outils pertinents de gestion durable des ressources halieutiques en zones côtières.

L'échantillonnage par observations visuelles ayant montré ses limites lorsque les densités sont élevées et les individus concentrés autour des récifs artificiels, la première partie de ce travail consistera à mettre au point une méthodologie adaptée à l'étude de ces populations, tout particulièrement lors des phases de recrutement.

La deuxième partie de ce travail s'attachera à caractériser les peuplements des récifs artificiels par rapport aux peuplements des récifs naturels (récifs coralliens) en comparant les peuplements installés sur ces deux biotopes.

L'habitat étant un facteur clé sur lequel l'homme peut intervenir dans les projets d'immersion des récifs artificiels, la troisième partie de ce travail s'attachera à étudier le rôle de l'architecture des modules sur les populations inféodées aux récifs artificiels.

Enfin, la dernière partie de ce travail abordera le débat « agrégation vs production » en fonction des caractéristiques des espèces.

Le plan de ma thèse se décompose donc comme suit :

Après une description des sites et méthodes (Chapitre 1), la mise au point d'une méthode générale d'évaluation des peuplements ichtyologiques adaptée aux récifs artificiels est décrite (Chapitre 2), ainsi que dans le cas particulier de recrutements massifs (Chapitre 3). L'analyse des peuplements est ensuite traitée en comparant les peuplements des récifs artificiels et ceux des récifs coralliens (Chapitre 4), puis en comparant les peuplements de récifs artificiels d'architectures différentes (Chapitre 5). Les hypothèses d'attraction et de production seront ensuite testées pour différentes espèces, en fonction de leur comportement vis à vis du récif artificiel (Chapitre 6). Enfin, dans la conclusion, les points importants des différents chapitres seront discutés au regard de

•

•

l'intégration des récifs artificiels dans un plan de gestion des ressources halieutiques côtières sur l'Ile de la Réunion.

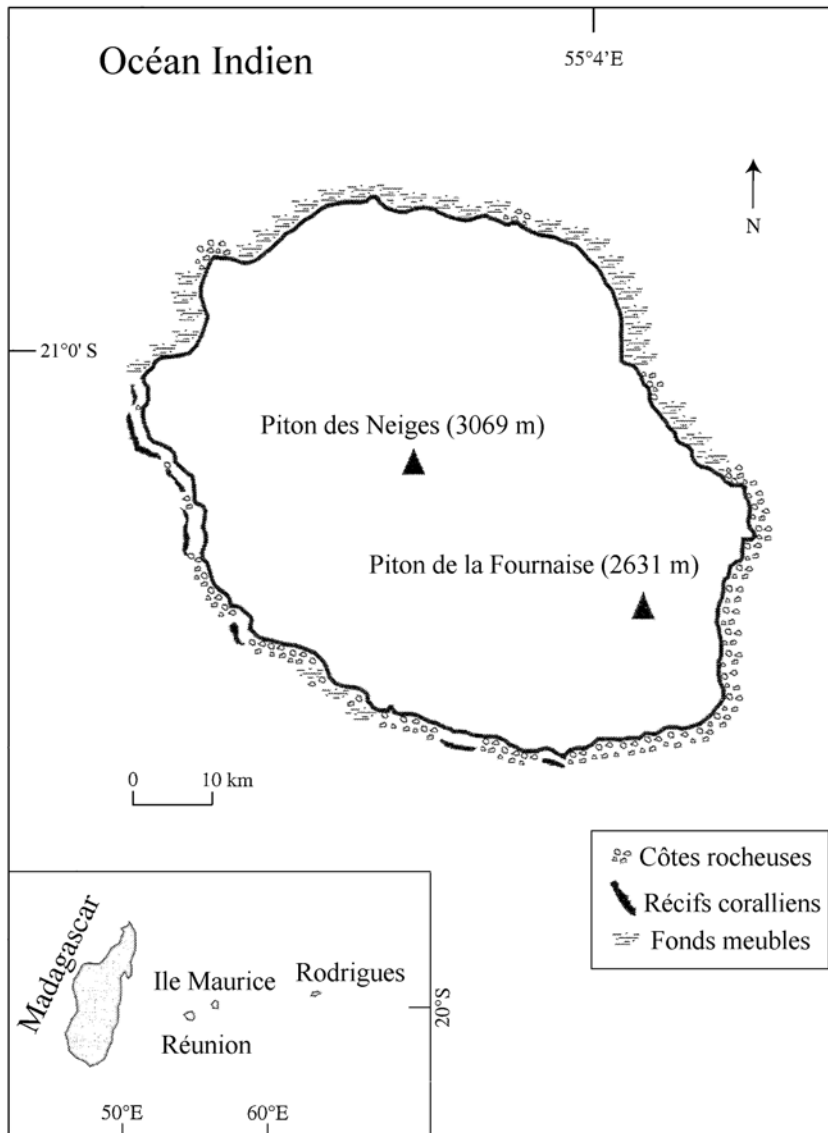
MATERIEL ET METHODES

1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE ET CLIMATIQUE DE L'ILE DE LA REUNION

La Réunion, située par 21° de latitude sud et 55° de longitude est, appartient avec les îles Maurice et Rodrigues, à l'archipel des Mascareignes (Figure 4). Elle est située à plus de 700 km de Madagascar.

L'île, est une île volcanique jeune (3 MA), construite à partir de deux complexes volcaniques juxtaposés : Le Piton des Neiges, point culminant de l'île (3069 mètres) est le sommet d'un massif actuellement éteint et le Piton de la Fournaise, massif toujours en activité qui culmine à 2631 mètres. L'île mesure 70 km selon son axe NO-SE et environ 50 km suivant l'axe transverse. La longueur totale du trait de côte est d'environ 215 km. D'une surface de 2500 km², l'île a une topographie très découpée (des côtes abruptes et un plateau insulaire très ténu (<5 km de largeur). Ces conditions sont principalement responsables du faible développement des formations coralliennes à la Réunion : 12 km² comparé à environ 200 km² pour Rodrigues et 300 km² pour l'île Maurice (Montaggioni & Faure 1980). Les récifs coralliens de type frangeant, d'une longueur totale de 25 km, sont situés le long des côtes ouest et sud-ouest de l'île, où ils forment une ceinture récifale discontinue (Figure 4). Aux côtés des récifs coralliens, les principaux biotopes sont les côtes rocheuses, approximativement 100 km de long, et les côtes sableuses, constituées de sable basaltique mélangé à de petits blocs basaltiques, sur environ 90 km de côte (Letourneur & al., 2004). En linéaire côtier les côtes sableuses sont minoritaires, mais probablement dominantes par rapport aux deux autres biotopes si on considère leur superficie de 0 à 50 m de profondeur. Au-delà des limites de la pente externe des récifs coralliens (20 à 30 mètres) les fonds sableux sont dominants à l'exception d'affleurements de galets correspondants à d'anciens niveaux marins et d'affleurements basaltiques plus profonds (Anonyme, 2004) ainsi que sur le sec de Saint Paul (Bosc, 1987).

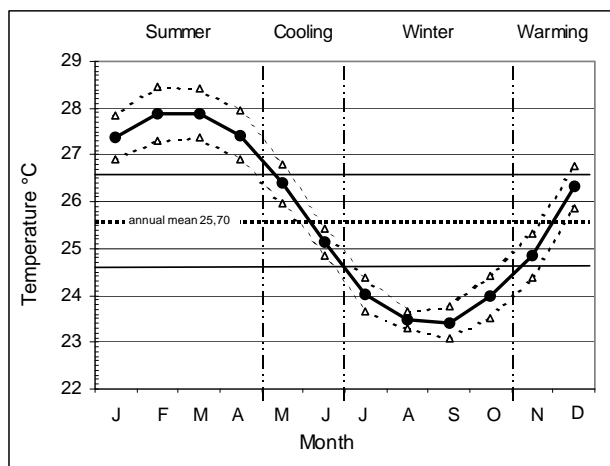
La température de l'air permet de distinguer la saison chaude de mi-novembre à mi-mai avec une température moyenne de l'air supérieure à 23,7 °C dans le nord de l'île et la saison fraîche de mi-mai à mi-novembre avec une température moyenne de l'air inférieure à 23,7°C (Piton & Taquet, 1992). La saison chaude est aussi la saison humide et la proximité de la zone intertropicale de convergence pendant cette période peut conduire à des pluies abondantes, notamment pendant le passage des cyclones. Cependant le relief escarpé de l'île provoque des disparités importantes et la zone côtière de l'ouest de l'île reçoit annuellement moins de 0,5 mètres de pluie alors que sur la côte sud est, les précipitations annuelles moyennes sont supérieures à 4 mètres (et jusqu'à presque 10 mètres sur les hauteurs) (Piton & Taquet, 1992). Cependant la zone côtière de l'ouest de l'île peut être sous l'influence des fortes précipitations emportées par le bassin versant et déversant des apports terrigènes non négligeables pouvant avoir des effets néfastes sur les écosystèmes coralliens (Cuet & Naim, 1989).



5. Figure 4 : Situation géographique de l'île de la Réunion. Principaux biotopes littoraux sous-marins rencontrés sur le pourtour de l'île.

De par sa position relativement sud, la Réunion est pratiquement toujours située sur le versant nord de l'anticyclone nord Indien, et assez rarement dans la zone sud de la zone intertropicale de convergence. La pression atmosphérique est donc relativement élevée toute l'année avec des valeurs supérieures à 1015 millibars. Les valeurs les plus faibles (960, 970 millibars) sont observées pendant les passages des cyclones (Piton & Taquet, 1992).

Les eaux qui baignent l'ouest de la Réunion sont issues du courant sud-équatorial et leur **température** varie entre 23,5 et 28°C. L'évolution des températures permet de distinguer une saison chaude de novembre à avril et une saison fraîche de mai à octobre (Piton & Taquet, 1992). Le suivi des températures à l'aide d'une sonde enregistreuse pendant 10 ans a permis de décrire le climat marin général du nord ouest de la Réunion. La température moyenne annuelle est de 25,7°C et l'amplitude annuelle est de 4,5°C (Figure 5). Les moyennes annuelles les plus élevées sont observées en février et mars avec une moyenne de 27,9°C. Les plus faibles températures sont observées en septembre avec 23,4°C (Conand et al., 2005).



6. Figure 5 : variations mensuelles de la température de sub-surface dans l'ouest de la Réunion (d'après Conand et al., 2005). La courbe pleine représentant les températures mensuelles moyennes sur 10 ans (1993-2003) et les courbes pointillées, l'écart à la moyenne. La moyenne annuelle est de 25,7 °C.

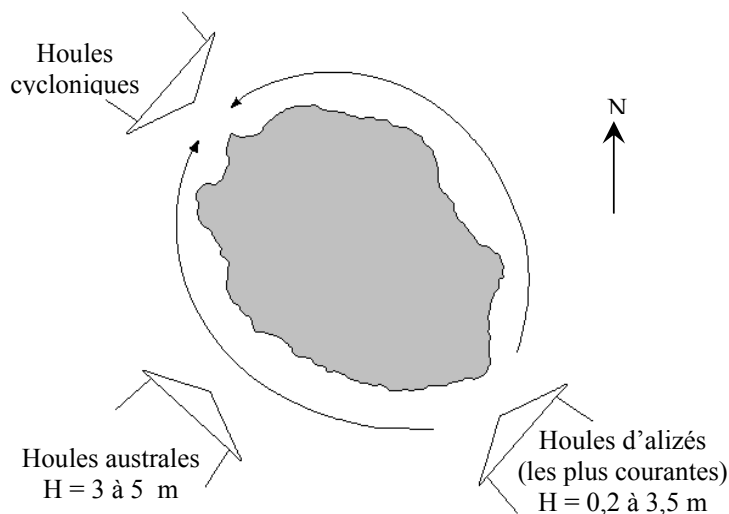
Les **marées** sont de type semi-diurne avec cependant une inégalité diurne notable. Les grandes basses mer se produisent le soir à la Réunion. Le marnage moyen est compris entre 0,10 m et 0,90 m. Il apparaît comme le plus faible de l'ouest de l'Océan Indien. L'onde de marée atteint l'île par le sud et se propage vers le nord-ouest. La relative proximité (400 à 500 milles nautiques) d'un point amphidromique (point où la marée est nulle), la position océanique de l'île et ses rivages très accores sont autant de raisons permettant d'expliquer la faiblesse des marnages.

Les **houles** qui touchent l'île de la Réunion sont de trois origines différentes (Gabrié & Montaggioni, 1985, Figure 6) :

Les fortes houles générées par des dépressions polaires tout au long de l'année. Ces houles australes d'une grande amplitude sont générées par des dépressions polaires et touchent essentiellement les zones sud et ouest de l'île. Leur fréquence est plus élevée pendant l'hiver austral de juin à septembre. Leur amplitude peut atteindre 4 mètres voire exceptionnellement 5 mètres.

Les côtes de la Réunion sont exposées à de fortes conditions hydrodynamiques en raison essentiellement des alizés générant les houles d'alizés plus fréquentes en saison fraîche. Elles sont générées par les vents du sud sud-est et concernent essentiellement les zones est, sud et nord. Elles rentrent occasionnellement dans la baie de la Possession.

Durant l'été austral, les cyclones peuvent générer de fortes houles de très grande amplitude et d'orientation imprévisible dépendante de la trajectoire des cyclones. Des houles maximales de 7 mètres et 8 mètres associées respectivement au passage des cyclones Ando (janvier 2001) et Harry (mars 2002), ont été enregistrées en baie de Saint-Paul (DDE, données non publiées).



8.

9. Figure 6 : les différents régimes de houle à la Réunion (d'après [Gabrié & Montaggioni, 1985](#))

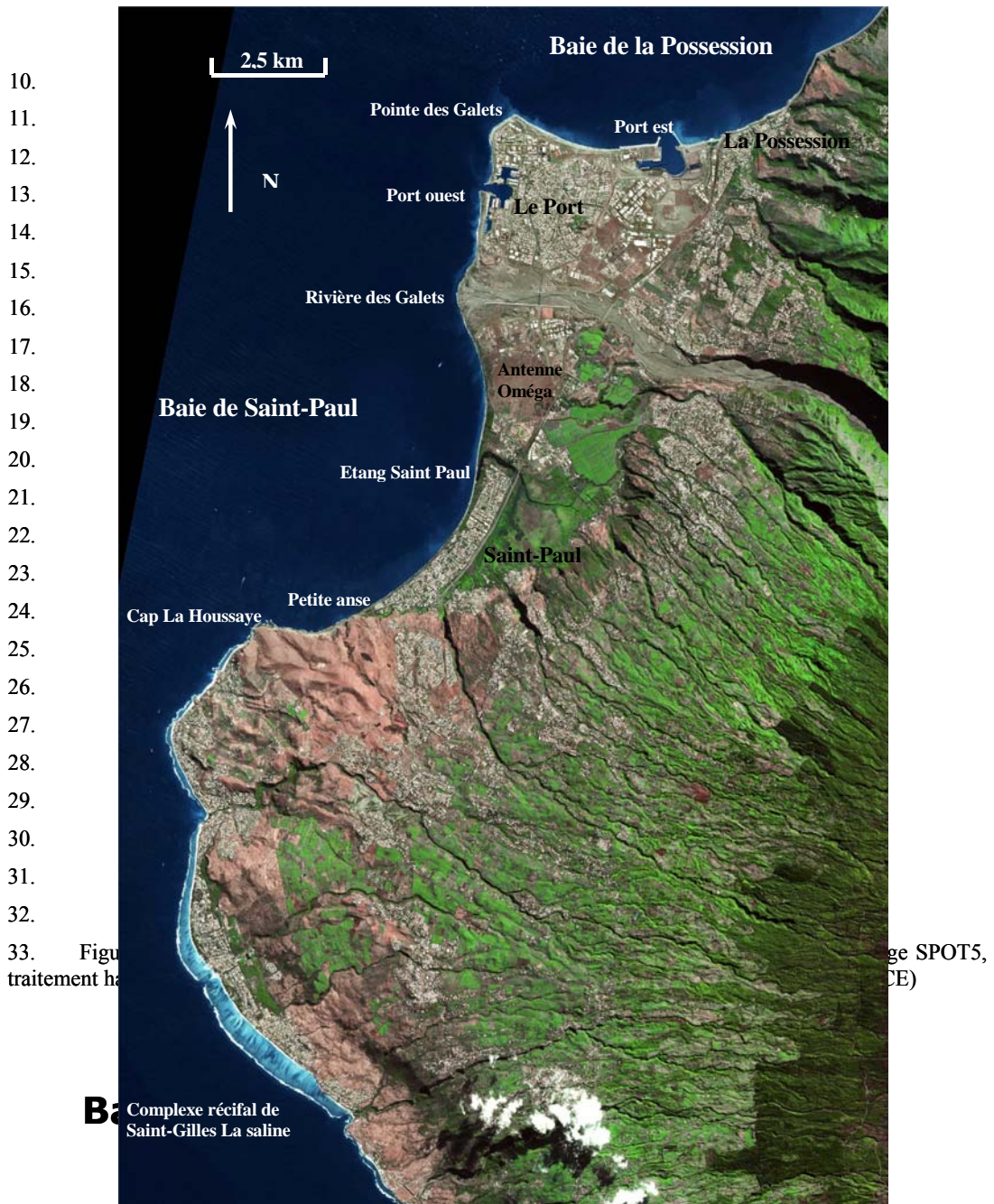
Peu d'informations ont été recueillies sur la courantologie aux abords de la Réunion. Cependant la situation de l'île dans le courant sud équatorial laisse penser à **des effets d'île non négligeables** ([Piton & Taquet, 1992](#)). Ces effets d'îles induisant des courants tourbillonnaires dans l'ouest de l'île ont été mis en évidence par [Taquet \(2004\)](#) en étudiant des DCP dérivants lâchés à proximité de l'île. Les 6 DCP lâchés dans l'ouest de la Réunion à différentes périodes de l'année, décrivent des trajets circulaires, avant d'être repris dans la dérive générale est-ouest.

Des courantomètres installées à différentes profondeurs, dans les baies de Saint-Paul et de la Possession ont permis de constater que les **courants étaient majoritairement parallèles à la côte** et que leur **direction alternait avec les marées** (directions nord/sud à Saint-Paul et nord-est/sud-ouest en baie de Possession). D'autre part, les hodographes intégrés (simulant le trajet virtuel d'une particule d'eau originaire du point de mesure) **montrent toujours un trajet oblique vers la côte** avec des vitesses résiduelles de 1 à 4 cm/s, quelle que soit la profondeur de mesure (5 à 50 mètres) ([Piton & Taquet, 1992](#)).

La partie intertropicale de l'Océan Indien occidental a une productivité générale faible, caractéristique des basses latitudes ([Longhurst & Pauly, 1997](#)). Seules certaines structures océanographiques présentent des productivité élevées ([Bakun & al., 1998](#)). Aucune structure d'enrichissement liée à une structure océanographique n'a été mise en évidence autour de la Réunion, où les eaux côtières sont considérées comme oligotrophes ([Cuet & al., 2005](#)).

1.2. CARACTERISTIQUES DES SITES D'ETUDE : LES BAIES DE SAINT PAUL ET DE LA POSSESSION

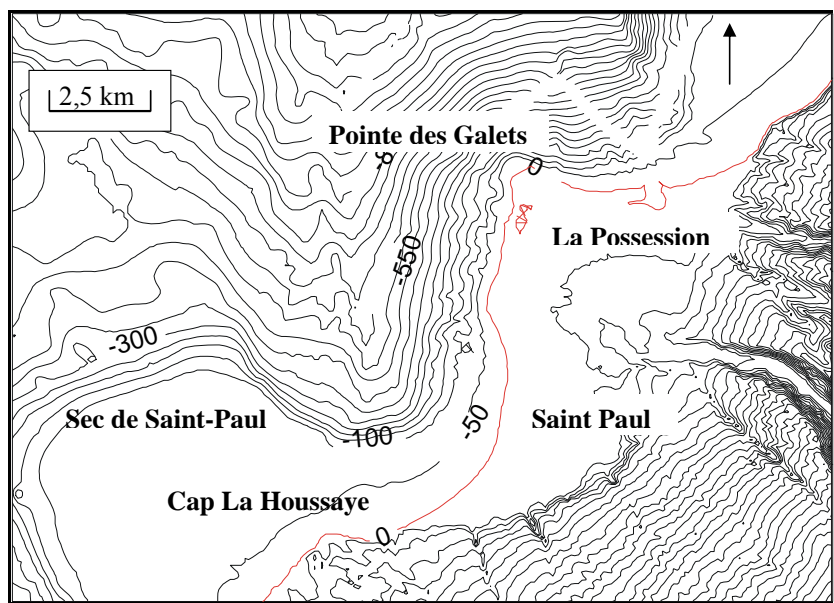
Les deux baies sont des zones d'accumulation sableuse situées de part et d'autre du cône de déjection de la rivière des Galets (Figure 7).



La baie de la Possession est caractérisée par des pentes fortes et une instabilité des matériaux vers la pointe des Galets à l'ouest et un adoucissement des pentes à l'est vers la ville de la Possession. Des indentations marquées du talus marin remontent jusqu'à une profondeur de 20 à 30 mètres (Figure 8).

Dans la Baie de Saint Paul, l'évolution est similaire à celle de la Possession avec un adoucissement des pentes vers le sud. En s'éloignant de la Rivière des Galets, et en progressant vers le Cap La Houssaye, la pente des fonds s'atténue. De 9% entre 0 et -50 mètres au niveau de l'ancienne antenne Omega, elle passe à 3% devant la petite anse où l'isobathe -50 mètres se trouve à 1,5 km du rivage (Figure 8).

La croissance progressive et l'évolution lente de la distance entre les isobathes laissent à penser que les houles ont un effet majeur sur la géomorphologie de ces baies et l'ensemble des littoraux de l'île (Troadec, 1991).



34. Figure 8 : Bathymétrie de la zone d'étude (en rouge trait de côte)

-
-
-

Facteurs locaux de l'environnement

1.2.2.1. vents

À l'abris des hauts reliefs, les baies de Saint-Paul et de la Possession ne reçoivent pas les vents d'alizés directement. Elles ne sont concernées que par une circulation d'alizés déviés pouvant se conjuguer aux systèmes de brise de terre et de mer.

En baie de Saint Paul, en l'absence d'alizés, c'est le domaine privilégié de la convection libre où s'exerce pleinement le système des brises :

- De nuit : brises de terre de secteur est
- De jour : brises de mer de secteur sud à sud-ouest parfois amplifiées par la composante sud des alizés.

La baie de la Possession est relativement protégée des vents alizés par les reliefs du bassin versant (massif de la Montagne) et l'avancée en mer de la Pointe du Gouffre au nord de la baie.

Concernant les épisodes cycloniques, de manière générale, la baie de la Possession est plus exposée pendant leur passage alors que la baie de Saint Paul est surtout touchée lors de la phase terminale. La houlographie du moment est fortement tributaire du trajet des météores.

1.2.2.2. Courants

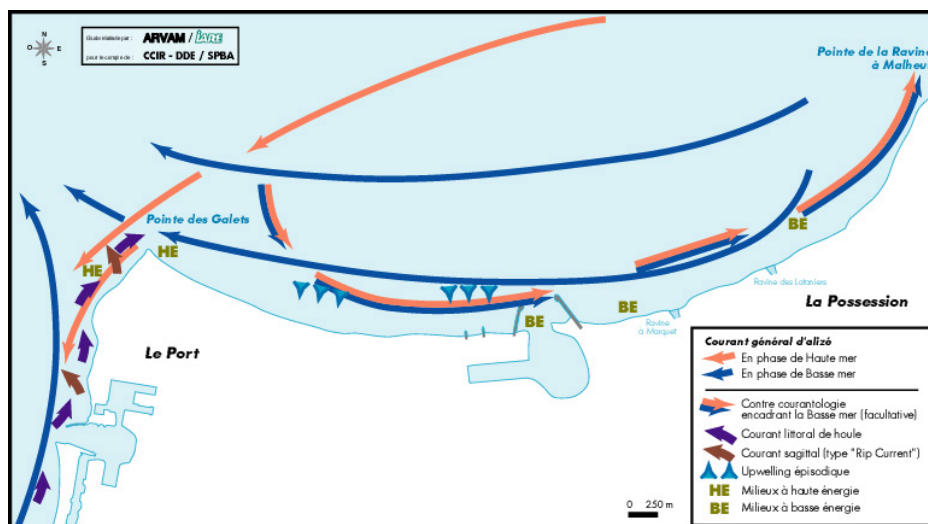
Le schéma courantologique des deux baies a été établi par [Troadec \(1991\)](#) en utilisant les plans de houle et la thermographie aérienne. Ce schéma montre une alternance des courants en liaison avec les marées. En marée descendante le courant est de tendance nord-est, sud-ouest, avec la création d'un contre courant en baie de la Possession (figure 9). En marée montante, la courantologie nord-est sud-ouest se maintient en baie de la Possession (sans contre courant) alors qu'en baie de Saint-Paul le courant a une direction générale nord-sud avec un contre courant le long de la côte. Ces contre courants sont générés par les pointes rocheuses que sont la Pointe des galets (baie de la Possession) et le Cap La Houssaye pour (baie de Saint-Paul). Ce schéma peut être perturbé par l'action des houles australes qui vont générer un courant général en direction du nord.

Les phénomènes liés aux vents et aux houles peuvent donner lieu à des courants compensateurs tels que les courants de décharge de type « rip currents » à la Pointe des Galets et des remontées d'eaux profondes favorisant une dynamique d'« up welling » en baie de la Possession (entre la pointe des Galets et le port est).

•

•

L'analyse de la dispersion des masses d'eau a permis de mettre en évidence des milieux à haute énergie, dans lesquels les éléments extérieurs induisent des phénomènes de dispersion, turbulences et brassages qui contribueront à mélanger et à homogénéiser les eaux superficielles. Ces milieux se retrouvent au niveau de la rivière et de la pointe des Galets. Inversement dans les milieux à basse énergie, se développent des circulations de mode calme. Ces milieux se retrouvent dans la partie est de la baie de la Possession et dans la partie sud de la baie de Saint Paul. Le cap La Houssaye étant considéré comme une zone de moyenne énergie, en raison de sa position abritée, même si il est particulièrement exposé aux déferlement des houles australes. Il constitue en fonction des courants de marée, une zone de passage des eaux épirécifales entrant dans la baie de Saint-Paul et des eaux côtières de la baie de Saint-Paul gagnant les zones récifales.



35. Figure 9 : Schéma courantologique en baie de la Possession (d'après Troadec, 1991).

Il apparaît donc en fonction des régimes de houles, de vent et de courant, des conditions favorables à des échanges de masses d'eau entre les deux baies et entre la baie de Saint-Paul et les zones coralliennes situées au sud.

1.2.2.3. Apports terrigènes

La baie de la Possession reçoit trois ravines (Ravine des Lataniers, Ravine à Marquet, Ravine Lafleur, Figure 9) qui ne coulent que lors de pluies importantes, principalement pendant la saison chaude cyclonique.

La baie de Saint Paul est sous l'influence de 3 sources principales d'eau douce (Figure 7) :

- La Rivière des Galets qui draine l'ensemble du cirque de Mafate. Cours d'eau sporadique, il coule essentiellement pendant la saison des pluies.
- L'étang Saint Paul, réceptacle des eaux de ruissellement d'une grande partie des hauts de l'île. Ce rejet en mer est permanent.
- La Petite Ravine située au sud de la baie, draine les eaux de la station d'épuration de Saint Paul.

Morphologie sous-marine et biocénoses associées

Dans les deux baies, les faciès sableux d'origine basaltique prédominent. La productivité biologique de ces zones sableuses est faible dans les zones littorales avec des valeurs de 0,1 à 0,3 g de matière sèche par m² à une profondeur de 20 mètres et de 1,3 à 1,7 g de matière sèche par m² à 50 mètres (Bigot, données non publiées).

Cependant des faciès de substrats durs se sont développés en liaison avec la nature géomorphologique des fonds.

1.2.3.1. Baie de Saint-Paul

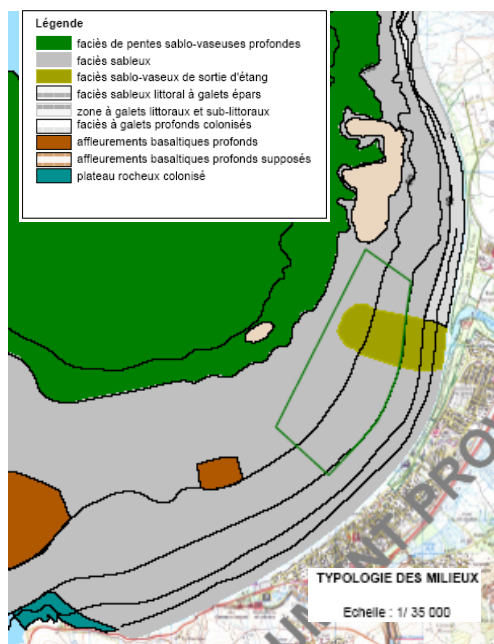
Les seuls substrats durs rencontrés (Figure 10) sont le récif du Cap La Houssaye au sud, des zones à galets associées au cône de la rivière des galets au nord et les affleurements basaltiques profonds (Bosc, 1987). Les substrats rocheux et sableux des zones peu profondes (inférieures à 20 mètres) sont caractérisés par la faible diversité des faunes associées. Cette caractéristique est essentiellement due à des renouvellements fréquents de peuplements provoqués par des épisodes de houle (agitation mécanique et turbidité) et les apports terrigènes (Anonyme, 2004).

Au-delà des 20 mètres, l'action de la houle s'atténue avec la profondeur et la faune endogée est plus stable. Un maximum de diversité et de biomasse est observé à une profondeur de 80 mètres (Bigot, données non publiées). Les affleurements rocheux profonds (60 mètres) de faible surface (quelques dizaines de mètres carrés) sont caractérisés par une forte diversité biologique et par une faune ichtyologique caractéristique des fonds rocheux (Anonyme, 2004).

La baie est limitée au sud par le cap La Houssaye, coulée volcanique en position immergée et partiellement colonisée par divers organismes constructeurs. Il s'agit d'un banc récifal

correspondant au stade initial de la construction corallienne. La base du banc est à une profondeur de 12 à 18 mètres et se prolonge par une plaine sableuse vers le nord. Le recouvrement benthique au niveau de la station de suivi a été déterminé par vidéo. Il est constitué de corail (38%), de gazons algaux (23%), de coraux mous (30%) et de matériaux abiotiques (11%).

- 36.
- 37.
- 38.
- 39.
- 40.
- 41.
- 42.
- 43.
- 44.



45. Figure 10 : morphologie sous-marine et biocénoses associées dans la baie de Saint-Paul (d'après Anonyme, 2004)

1.2.3.2. Baie de la Possession.

Les faciès de la baie de la Possession ont été décrits par Bigot *et al.*, 1998. Les faciès autres que les substrats meubles sont limités à une frange littorale de quelques dizaines de mètres de large (Figure 11). On retrouve des faciès artificiels correspondant aux ouvrages du port est et aux

tétrapodes de la route du littoral. Les faciès naturels sont représentés par le récif de la Possession (banc corallien superficiel), les cordons littoraux à galets et les affleurements basaltiques profonds.

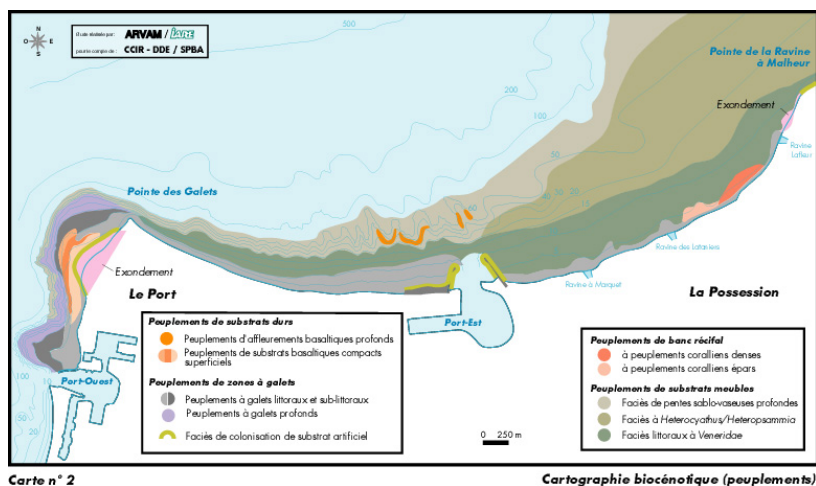
Les **substrats meubles** abritent une faune caractéristique composée d'espèces vivant à l'interface du fond ou vivant enfouies dans le sédiment (vers, mollusques, crustacés, échinodermes). La répartition faunistique de ces organismes est directement liée aux conditions de milieu et aux facteurs édaphiques (hydrodynamisme, sédimentologie, hydrologie).

Les peuplements benthiques des **substrats artificiels** sont majoritairement représentés par des espèces coralliennes spécifiques (Pocillopores, Acropores, Porites) et par des espèces algales (gazons algaux épiphytes, algues calcaires, de type Méléobésiées).

Le **banc corallien superficiel** est une formation géomorphologique remarquable, correspondant à un stade embryonnaire de la construction corallienne. Il est caractérisé par une abondance et une diversité corallienne exceptionnelles, même si différents travaux ont mis en évidence une nette diminution de cette diversité depuis les années 1980.

Les **faciès à galets** peu profonds et proches du rivage sont soumis à l'action régulière de la houle et des courants littoraux. Ils sont très peu colonisés et présentent un intérêt écologique faible pour la faune fixée.

En raison de leur relative stabilité géomorphologique, les **affleurements basaltiques profonds** sont propices à l'installation de la faune marine et au développement de réseaux trophiques diversifiés. L'analyse des peuplements benthiques a mis en évidence peu d'espèces coralliennes fixées et des concrétions coralligènes (algues calcaires encroûtantes) très abondantes.



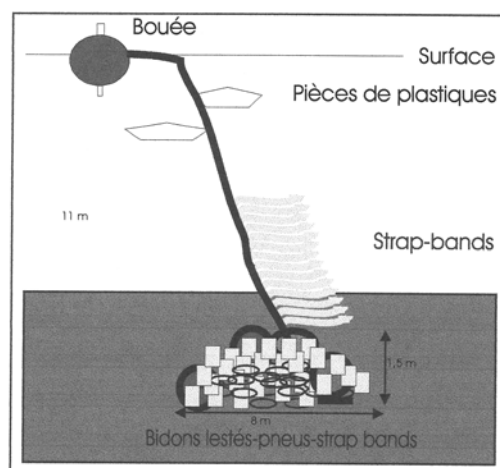
46. Figure 11 : Cartographie des biocénoses rencontrées en baie de la Possession (d'après Bigot et al., 1998)

1.3. ARCHITECTURE ET POSITIONNEMENT DES RECIFS ARTIFICIELS

1.3.1. Architecture

1.3.1.1. Saint-Paul

Les trois récifs artificiels installés, sont construits avec des modules de taille identique (250 m² chacun) et ont été installés à une profondeur de 15 mètres, à 400 mètres de la côte. La distance moyenne entre les modules est d'environ 1 mile. La partie centrale de chaque module (6 m³) est constituée de récipients en plastique, de pneus et de lanières en plastique qui simulent des anfractuosités et des feuilles d'herbiers (Figure 12). La hauteur totale de la structure est d'environ 1 mètre. Les lanières plastiques sont attachées aux cordes de mouillage au centre du module pour attirer les poissons pélagiques. Les modules sont mouillés sur le fond à l'aide de lests en béton. Le récif est délimité par une trame en cordage d'une surface de 288 m² qui a été disposée autour du récif artificiel pour permettre de mettre en œuvre un protocole de comptage vidéo (Tessier *et al.*, 2005).



47. Figure 12 : Schéma d'un récif artificiel installé en baie de Saint-Paul.

1.3.1.2. La Possession

L'objectif du projet de la Possession est de tester l'influence de leur architecture sur la colonisation par les peuplements de poissons. L'idée a été de mimer très schématiquement les trois types d'habitats dont on connaît l'importance pour le cycle de vie des espèces démersales : les herbiers, les récifs coralliens et les fonds de galets. Le terme mimer prend ici toute son importance. Il n'est pas possible d'obtenir un écosystème aussi complexe qu'un récif corallien. L'objectif est de savoir si dans un environnement sableux, en mettant à disposition des organismes marins des récifs de forme et de composition différente, les modalités de colonisation seront différentes.

Nappes de filet (F)

Les nappes en filet (Figure 13A) constituées de matériaux légers (cordages, lanières plastiques) sont à la fois peu stables et ont une complexité structurale minimale. Les nappes ont une surface de 100 m² (10 x 10 m) et sont fixées au sol par 1 ancre à chaque 4 coins. Elles sont suspendues à 50 cm du sol délimitant ainsi un volume de 50 m³. Ces structures ont un taux de vide / surface pleine très élevé (90%) et sont constituées de matériaux légers, ce qui leur confère une habitabilité faible pour des espèces démersales. Les lanières plastiques suspendues à la trame peuvent mimer les feuilles des herbiers sous marins.

Modules en béton (M)

Les structures en béton (figure 13B) sont constituées de 6 modules identiques d'un volume de 2,68 m³ (l=1,2 m ; L=1,4 m ; h=1,6 m) constitués d'un socle en béton et d'un empilement de palettes en PVC. L'agencement en trois branches de deux modules permet d'obtenir une complexité d'habitat à trois échelles différentes (Jouvenel, 2000). Les plus petites cavités correspondent aux espaces internes à chaque structure, les cavités intermédiaires, aux espaces entre les structures et les plus grandes cavités, aux espaces entre groupes de 2 modules. Cette disposition permet d'obtenir une surface d'emprise de 100 m², en prenant en compte l'ensemble des espaces délimités. Cette disposition permet aussi d'optimiser le ratio surface vide/surface pleine (40 à 50%) permettant de délimiter un volume de cavité important avec un volume de matière moins élevé que pour les galets par exemple. Par rapport aux trames en filets, cette architecture permet de proposer aux organismes qui vont la coloniser, une stabilité des habitats et une diversité (en taille) des espaces de protection. Les caches délimitées par les palettes dans chaque module peuvent faire penser aux cavités délimitées par les acropores tabulaires sur les récifs coralliens.

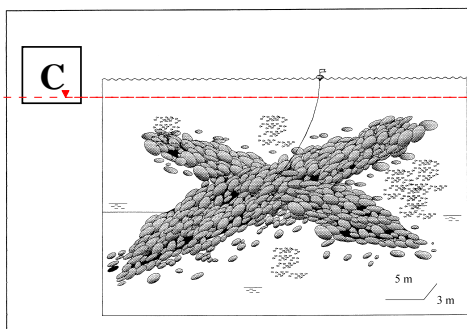
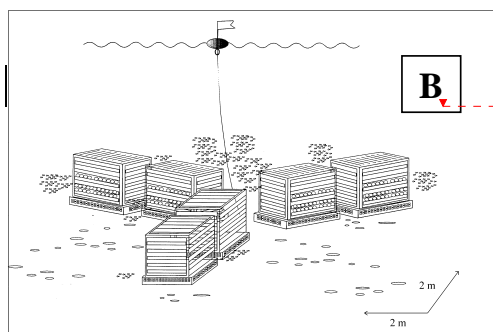
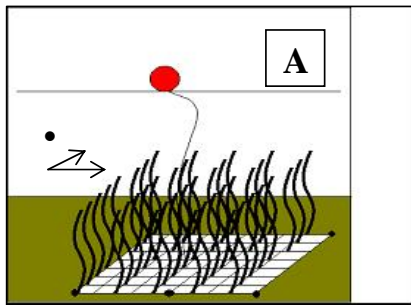
Amas de galets (G)

Les amas de galets (Figure 13C) sont constitués de blocs d'un diamètre de 0,5 à 1 mètre. Chaque structure est composée de 300 m³ de galets. La structure a une hauteur moyenne de 1 mètre et occupe donc une surface de 300 m². La structure devait être constituée de deux amas perpendiculaires avec des branches de même longueur mais des difficultés techniques n'ont pas permis de respecter cette forme. Les structures présentent plutôt une forme de L.

Les fonds de galets se trouvent naturellement à la Réunion. A l'exception des fonds de galets littoraux, ils se retrouvent sur des fonds de 20 à 30 mètres et constituent les vestiges d'embouchures de rivière correspondant à un ancien niveau marin. Ils constituent probablement les matériaux les plus efficaces en terme de support de colonisation et d'abris disponibles (Baine, 2001, figure 13C).

Leur agencement “chaotique” ainsi que la diversité des tailles des cavités qu’ils délimitent leur confère un indice de complexité structurale élevée (*sensus* Ruitton *et al.*, 2000). Cependant le rapport surface vide/surface pleine (30%) est inférieur à celui des modules en béton. C’est à dire que pour un volume de matériau immergé, ils offrent moins de caches que les modules en béton.

Compte tenu de ces éléments une “habitabilité” maximale de 3 a été attribuée aux structures en galets (Fig 13C), de 2 à celles en béton (Fig 13B) et de 1 à celles en trame de cordage (Fig. 13A).



Supprimé : A
Supprimé : A

48. Figure 13 : types de structures : A : Trame en filet (surface de la partie inférieure, 100 m². Ratio cavité sur surface pleine supérieure à 90%. B : Maison (surface de la partie inférieure 100 m². Ratio cavité sur surface pleine compris entre 40% et 50%). C : Galet (longueur d'une branche 6 mètres, surface globale 300 m², ratio cavité sur surface pleine de 30%).

1.3.2. Positionnement des structures

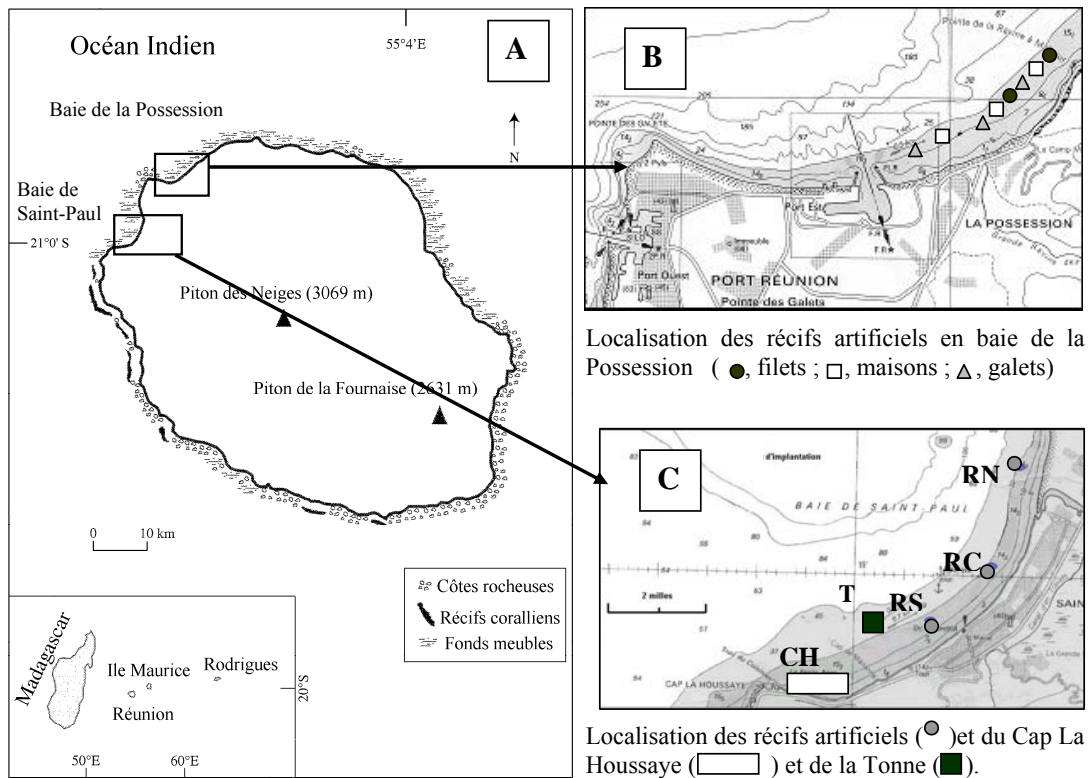
1.3.2.1. Saint-Paul

Trois récifs ont été suivis. Ils ont été immergés en février 2001 à une profondeur de 15 mètres. Ils sont situés dans la partie nord (RN), dans la partie centrale (RC) et dans la partie sud (RS) de la baie. Ils sont distants l'un de l'autre de 1,5 km (Figure 14B). Le récif sud (RS) est à une distance de 1,5 km du cap La Houssaye, zone corallienne la plus proche. La Tonne est une ancienne barge métallique immergée à une profondeur de 21 mètres dans les années 1990. De dimension 20x5x2 mètres, elle est faiblement colonisée par la faune sessile.

1.3.2.2. La Possession

Huit structures artificielles ont été installées en février 2003. Deux structures de type Filet (F), trois de type Maison (M) et trois autres de type Galet (G). L'objectif de ce projet étant d'étudier l'influence de l'architecture du récif sur l'évolution du peuplement et en raison de la courantologie générale de la baie, les différentes structures ont été mouillées en position alternée sur la ligne de sonde -15 mètres pour éviter l'influence éventuelle d'un gradient ou de conditions locales particulières sur les structures (Figure 14C).

Les interactions entre les différentes structures, engendrées par des déplacements de poissons peuvent masquer l'impact de l'architecture sur les peuplements. Les mouvements de poissons entre zones naturelles et récifs artificiels ou entre différents récifs artificiels ont déjà été démontrés (Matthews, 1985 ; Frederick, 1997 ; Wantiez & Thollot, 2000). Afin de réduire ces interactions, les structures ont été positionnées à une distance minimale de 300 mètres les unes des autres et à une distance minimale de 300 mètres du littoral et des biotopes de substrats durs (récif corallien frangeant, tétrapodes et digues du port, fonds de galets littoraux).



49. Figure 14 : A - Localisation des sites d'étude (La Possession et St-Paul) dans le nord ouest de la Réunion. B - Position des huit récifs artificiels en baie de la Possession. C - Position des trois récifs artificiels, de la Tonne (T) et du Cap La Houssaye (CH).

1.4. METHODES DE SUIVI

En 1998, la colonisation des peuplements ichtyologiques sur ces récifs artificiels nouvellement installés, a été suivie durant une année et les premiers résultats montrent le rôle attracteur important de ces structures qui semblent agir comme une nurserie pour des petits poissons pélagiques (Turquet *et al.*, 1998). Les méthodes d'évaluation visuelle en plongée sous-marine restent les plus utilisées pour le dénombrement des individus en milieu marin. Bien qu'elles présentent de nombreux biais dus à l'observateur (le plongeur scientifique) et à l'observé (le poisson), elles restent des méthodes fiables et facilement mises en œuvre. De plus, elles ont l'avantage d'être non destructives et de ne pas perturber les peuplements en place (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). La plupart des méthodes de suivi visuel employées dans les milieux naturels ont été adaptées pour être utilisées lors d'études sur les récifs artificiels (Charbonnel *et al.*, 1995). Néanmoins, ces méthodes ont montré leurs limites lorsque les différentes populations en place comportaient de nombreux individus et que ces derniers étaient concentrés dans un petit volume (Turquet *et al.*, 1998). Cependant, depuis plusieurs années, des méthodes utilisant des appareillages vidéo (notamment des caméras sous-marines numériques) font leur apparition pour des études concernant des mesures de densités de poissons (Michalopoulos *et al.*, 1994), de biométrie (Tipping, 1994) et de recouvrement corallien (Aronson & Swanson, 1997 ; Vogt *et al.*, 1997 ; Alcalá & Vogt, 1997).

1.4.1. Comptages visuels sous-marins

Pour le suivi des peuplements nous avons initialement choisi le protocole suivant :

- Etude qualitative

Chaque espèce observée sur le récif est comptabilisée. Le plongeur effectue des déplacements circulaires adaptés à l'architecture du récif artificiel et note toutes les espèces observées (Charbonnel *et al.*, 1995).

- Etude quantitative

Les comptages sont réalisés en 3 passages successifs, en prenant en compte la distribution verticale des poissons sur les récifs artificiels, échantillonnant lors du premier passage les espèces pélagiques ou semi-pélagiques, très mobiles et farouches (Carangidés, Scombridés). Les espèces vivant à proximité du récif (Lutjanidés, Priacanthidés) sont ensuite dénombrées. Enfin, lors du troisième passage, les espèces benthiques, sédentaires, (Torpedinidés, Scorpenidés, Muraenidés, Serranidés) sont comptées en explorant les cavités du récif. Le nombre des individus présents sur le récif a été estimé en utilisant des classes d'abondance (Harmelin-Vivien et Harmelin, 1975) :

1 / 2 / 3-5 / 6-10 / 11-30 / 31-50 / 51-100 / 101-200 / 201-500 / plus de 500.

L'utilisation de ces classes a pour but de minimiser la perte d'information et d'augmenter la rapidité du comptage, paramètre qui doit être pris en compte lors des estimations en plongée sous-marine (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Les comptages sont effectués par un seul plongeur pour ne pas bouleverser les peuplements en place.

Ce protocole a été utilisé dans les zones naturelles. Les biais liés aux évaluations visuelles des peuplements dans les zones naturelles sont connus et ont été bien étudiés ([Harmelin-Vivien et al., 1985](#)).

Cependant cette technique a montré ses limites dans le suivi des diversités et abondances fortes et dans le cas de suivi de dynamique de cohorte après des phases d'installation massive sur les récifs artificiels.

En raison de la profondeur des sites d'étude (15 mètres) il nous a fallu mettre au point une méthode reproductible permettant de recueillir le maximum d'information en un temps limité.

Des premiers essais ont été réalisés en utilisant différentes méthodes (acoustique, pêche au filet, méthode vidéo et observation visuelle avec report sur plaquette). Les résultats obtenus ont été comparés entre eux et ont montré que les méthodes visuelles (vidéo et plaquette) semblaient plus appropriées pour une évaluation globale des peuplements que la pêche et la méthode acoustique ([Lacour, 2000](#)). En effet, la pêche peut donner de bons résultats mais pour un faible nombre d'espèce (sélectivité de l'engin) et l'acoustique peut donner une estimation de l'abondance et de la biomasse globales sans distinction des espèces (qui nécessiterait la validation des réponses acoustiques de chaque espèce par une démarche expérimentale). Deux méthodes visuelles ont donc été testées : la méthode d'enregistrement sur plaquette adaptée aux récifs artificiels ([Bortone et al. 2000](#)) et la méthode vidéo à l'aide d'une caméra installée dans un caisson étanche.

1.4.2. Plan d'échantillonnage

Les suivis ont été réalisés à une fréquence semi-mensuelle, quand les conditions de milieu le permettaient (bonne visibilité, absence de cyclones). Cependant lorsque les conditions ne permettaient pas de respecter cette fréquence (agitation, mauvaise visibilité) nous avons échantillonné au mieux à une fréquence mensuelle.

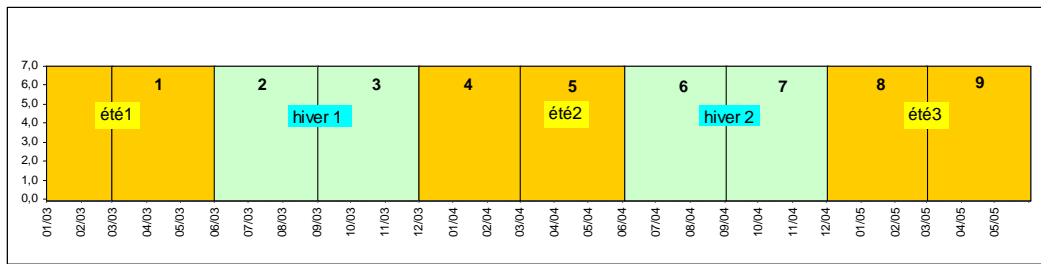
Les peuplements des poissons coralliens de la Réunion présentent des fluctuations saisonnières en liaison avec les phénomènes de recrutement, entraînant une abondance toujours plus forte en période estivale ([Letourneur, 1992](#)). Le recrutement larvaire est plus important entre les mois de décembre et mai, cependant ce phénomène est variable d'une année à l'autre ([Durville, 2002](#)). Dans cette étude, les saisons ont été calées sur celles observées par Letourneur et Durville car le recrutement est un phénomène important sur les récifs artificiels en milieu tropical ([Bohnsack et al., 1991](#)).

Nous avons donc considéré une saison estivale comprise entre les mois de décembre et mai et une saison hivernale de juin à novembre.

Les récifs artificiels sont des structures nouvelles, les phénomènes progressifs de colonisation peuvent entraîner des successions de peuplements ([Wantiez & Thollot, 2000](#)). Dans ce cas, on peut avoir une évolution progressive notamment des indices taxinomiques en fonction de la composition des peuplements. Pour la comparaison de l'évolution des peuplements en fonction du type de structure, nous avons donc pris en compte le laps de temps à partir de l'immersion des récifs. Nous avons pris un pas de temps de 3 mois correspondant à une demi-saison. Nous avons ainsi défini 9 périodes successives (Figure 15).

•

•



50. Figure 15 : Plan d'échantillonnage en baie de la Possession. Correspondance entre les 9 trimestres échantillonnés (1 à 9) et la saisonnalité été/hiver. Les abscisses représentent les mois d'échantillonnage. Les ordonnées représentent la hauteur maximale de la houle enregistrée sur le site. La hauteur maximale de la houle montre deux épisodes aigus en février 2004 et mars 2004 (périodes 4 et 5) avec des hauteurs maximales de 6 mètres.

1.4.3. Variables étudiées

1.4.3.1. Indicateurs classiques

Les caractéristiques globales d'un peuplement dépendent à la fois du nombre d'espèces présentes et de la répartition du nombre d'individus par espèce. Les données recueillies sont l'abondance par espèce et par classe de taille (de 5 cm entre 0 et 20 cm et par 10 cm au delà). Pour la dynamique des cohortes, les estimations de taille ont été faites au cm prêt pour évaluer plus précisément la croissance des poissons. La taille utilisée est la longueur totale du poisson. La valeur médiane de chaque classe de taille est utilisée pour calculer la biomasse par espèce.

Les données de biomasse et d'abondance sur les récifs artificiels sont disparates. Elles sont exprimées soit en biomasse ou nombre par structure (Downing et al., 1985 ; Bohnsack et al., 1994, Rooker et al., 1997 ; Wantiez & Thollot, 2000 ; Sherman, et al., 2002), soit en biomasse par m³ de structure (Ambrose & Swarbrick, 1989 ; Charbonnel et al., 2002) soit en nombre ou poids par surface (Buckley and Hueckel, 1985). La première méthode est justifiée par le fait qu'aucune relation n'existe a priori entre la taille de la nouvelle structure et le nombre de poissons qui la colonise (DeMartini et al., 1989). Ce point de vue peut-être adopté pour les poissons pélagiques dont des concentrations importantes peuvent être observées autour des objets agrégatifs sans que les quantités observées aient un lien avec le volume ou la taille de la structure. Pour les poissons démersaux dont les liens physiques avec le substrat (nutrition, abris) sont plus forts on peut supposer qu'il y a une relation entre la quantité d'habitat disponible et la quantité de poissons observée. La quantification par surface (densité) est intéressante parce qu'elle permet de comparer les données entre les milieux naturel et les récifs artificiels. En raison de la diversité des milieux échantillonnés (milieux naturels, milieux artificiels de différentes architectures), **les abondances et les biomasses sont ramenées par unité de surface (100 m²) pour l'analyse des peuplements.**

Cependant, une analyse de l'efficacité biologique des structures nécessiterait une évaluation par mètre cube sachant que le coût des récifs artificiels dépendent de leurs poids et de leur volume.

Pour caractériser les peuplements, les indices suivants, classiquement utilisés en écologie, sont sélectionnés :

- Richesse spécifique (S) correspond au nombre total d'espèces dans l'échantillon
- Abondance totale (N) correspond au nombre total d'individus par espèce. Dans l'analyse des cohortes l'abondance par espèce est répartie par classe de taille.
- Biomasse (B) : correspond au poids vif d'une espèce.

Elle est déterminée par la relation longueur/poids qui est de la forme $B=aL^b$ dans laquelle B est la biomasse, L la longueur (dans notre cas la longueur totale estimée) et a et b les coefficients de l'équation qui dépendent de l'espèce. Les coefficients utilisés proviennent soit d'études locales (Letourneur, 1998 ; Tessier non publiées), soit de données publiées dans fishbase (Froese & Pauly, 2003) pour l'espèce observée soit pour une espèce aux caractéristiques morphologiques proches.

- Indice de Margalef (d)

$d=(S-1)/\text{Log}(N)$ où d est l'indice de Margalef, S le nombre total d'espèces et N l'abondance globale. C'est donc un indice de richesse spécifique pondéré par l'abondance totale du peuplement.

- Indice de Shannon-Weaver $H' = \sum_{i=1}^n p_i \text{Log}(p_i)$ avec $p_i = n_i/N$ (n_i : nombre d'individus de l'espèce i et N nombre total d'individus)

Cet indice varie de zéro quand le peuplement est constitué d'une seule espèce à 4,5 ou 5 quand toutes les espèces sont représentées avec une abondance équivalente, dans le cas où le peuplement est très diversifié.

- Indice de régularité J' de Piélou $= H'/\text{Log}(S)$

L'indice varie de 0 (une seule espèce domine) à 1 (toutes les espèces ont la même abondance). Cet indice prend en compte la diversité potentielle maximale du système (H'_{max}) c'est à dire la capacité d'un système à accepter S espèces en proportions équivalentes. J' constitue donc une sorte de synthèse des indices S et H' .

Ces indices permettent de caractériser les peuplements des récifs artificiels et de les comparer à d'autres études sur les récifs artificiels et à ceux des peuplements des récifs coralliens de la Réunion.

Cependant ces indices (H' , J') ont des valeurs qui dépendent de l'abondance globale dans les échantillons prélevés (Clarke & Warwick, 1994 ; Warwick & Clarke, 1995). Cette corrélation positive entre la valeur de l'indice et l'abondance rend difficile la comparaison entre échantillons

•

•

ayant des nombres d'individus (abondance globale) différents, c'est pour cela que les indices taxinomiques seront utilisés.

1.4.3.2. Indicateurs taxinomiques

Si les indices de diversité donnent une bonne idée de la répartition des individus entre les différentes espèces, le manque de lien entre la valeur de l'indice et la composition spécifique des peuplements ne permet pas de tenir compte de la structure taxinomique du peuplement. Des peuplements différents par leur composition mais ayant une répartition identique des individus par espèce donneront des valeurs d'indice similaires. Ainsi Warwick & Clarke (1995) ont proposé deux indices (Diversité taxinomique, Δ ; Diversité taxinomique inter individus, Δ^*) qui tiennent compte non seulement de la répartition des individus entre les espèces mais aussi de la **distance taxinomique** entre chaque paire d'individus au travers de l'arbre de classification. Il semble que la « Diversité taxinomique inter individus » peut être un indice plus sensible aux perturbations des communautés que les indices de diversité classiques (Shannon, Margalef).

L'étude de la colonisation des récifs artificiels par des peuplements de poissons nous a semblé une étude de cas intéressante car elle comporte une phase dynamique de colonisation avec probablement une succession de communautés. De plus, ces récifs artificiels sont soumis à des influences extérieures comme les cyclones qui peuvent avoir des conséquences sur les peuplements de poissons.

En considérant que x_i représente l'abondance de la i ème espèce ($i = 1, \dots, S$) et w_{ij} le poids distinctif donné à la longueur liant deux espèces i et j dans la classification hiérarchique

L'indice de diversité taxinomique : Δ . Il est défini comme la distance taxinomique moyenne entre chaque paire d'individus du peuplement. Il peut être assimilé à l'indice de Shannon dans lequel est introduite une composante taxinomique.

$$\text{Diversité taxinomique } \Delta = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \cdot \omega_{ij} x_i x_j + \sum_{i=1}^n x_i(x_i - 1) / 2}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n x_i x_j + \sum_{i=1}^n x_i(x_i - 1) / 2} \quad (1)$$

L'indice de diversité taxinomique inter individus : Δ^* . Il est défini comme Δ , divisé par la valeur qu'il prendrait si l'arbre hiérarchique avait la plus simple structure, c'est à dire si toutes les espèces appartiennent au même genre. Dans ce cas le second terme du dénominateur de Δ est nul et on obtient la formule (2). Il peut être considéré comme une mesure stricte de répartition taxinomique sans tenir compte de la diversité spécifique.

$$\text{Diversité taxinomique inter individus } \Delta^* = \frac{\sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j}{\sum_{i < j} x_i x_j} \quad (2)$$

L'indice de Diversité taxinomique inter espèces : Δ^+ . Cet indice est calculé sur les matrices de présence/absence. Son intérêt est de contraster les cas dans lesquels, il y a un nombre restreint de taxons supérieurs pour un nombre donné d'espèces, avec des cas pour lesquels le même nombre d'espèces est réparti de façon plus disparate.

Diversité taxinomique inter espèces
$$\Delta^+ = 2 \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{s(s-1)} \quad (3)$$

La valeur moyenne de ces indices est indépendante de l'effort d'échantillonnage. Ils permettent donc des comparaisons entre des échantillons provenant d'études où l'effort d'échantillonnage n'est pas standardisé. Cette propriété est intéressante par rapport aux indices phylogénétiques dont la valeur est fortement dépendante du nombre d'espèces dans l'échantillon et rend toute comparaison difficile (Clarke & Warwick, 2001).

Nous avons calculé les indices taxinomiques en tenant compte des niveaux taxinomiques Classe, Ordre, Famille, Genre et Espèce. Cependant, nous avons retirés de l'analyse les Chondrichthyens représentés par deux espèces rarement observées (moins de 1% du nombre total d'espèces). En effet, les espèces des taxons supérieurs peu représentés peuvent avoir un poids excessif dans l'évolution des indices taxinomiques. Les espèces prises en compte appartiennent donc toutes à la classe des Osteichthyens.

1.4.4. Analyse des données

1.4.4.1. Analyse des peuplements

L'utilisation des récifs artificiels pour la gestion des ressources exploitées nécessite que soit évaluée la dynamique de population de chaque espèce composant les peuplements et notamment les espèces d'intérêt commercial. Cependant, avant cette approche analytique, il nous a paru important de caractériser les peuplements et leur évolution dans leur ensemble. Nous avons donc dans un premier temps, comparé les peuplements des récifs artificiels par rapport à des peuplements de référence caractéristiques de biotopes de substrat dur (récif corallien). Dans un deuxième temps, nous avons comparé les peuplements et leur évolution en fonction de l'architecture des récifs.

Cette analyse s'est appuyée sur deux démarches complémentaires :

- Analyse des indices globaux et de leur variabilité dans l'espace (milieu naturel/milieu artificiel ou en fonction de l'architecture des récifs) et dans le temps (variation saisonnière, variation depuis l'installation des récifs).
- Analyse multivariée de tableaux de contingence (stations, espèces)

1.4.4.1.1. Indices globaux

1.4.4.1.1.1. Analyse en fonction du site

Les variables unidimensionnelles sont analysées par une ANOVA à un facteur (type de structure) si les données remplissent les conditions de normalité et d'homoscédasticité et par un test de Kruskal Wallis dans le cas contraire. Un test post-hoc LSD de Fischer permet de tester les groupes significativement différents.

1.4.4.1.1.2. Analyse temporelle des indices

Nous avons ensuite analysé ces données à l'aide de deux Modèles Globaux Linéaires (GLM).

Un premier modèle a été réalisé en prenant en compte le type de structure (F, M et G) et la période écoulée (1 à 9) depuis l'immersion des récifs.

Le deuxième modèle a été réalisé en prenant en compte le type de structure (F, M, G), l'année (2003, 2004 et 2005) et la saison (été, hiver).

Les valeurs d'indice de chaque structure à chaque période ont ensuite été comparées par un test post-hoc LSD de Fischer.

1.4.4.1.2. Matrices stations / espèces

Les matrices stations/espèces sont classiquement analysées par Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) qui permet dans un espace de peu de dimensions de représenter les distances entre les stations et les distances entre les espèces (par la distance du Chi²). Un deuxième type d'analyse est maintenant disponible (Clarke & Warwick, 1994) qui permet de représenter dans un espace à peu de dimensions non pas les distances entre ces points mais les rangs des distances. Une telle analyse offre l'avantage de s'affranchir des conditions de normalité et d'homoscédasticité.

1.4.4.1.2.1. Comparaison Récif artificiel / Tonne/ Récif corallien

L'analyse Factorielle des Correspondances (AFC) nous permet de représenter géométriquement dans un des plans factoriels, l'agencement spatial des différentes stations en fonction des descripteurs ichtyologiques. Elle permet une représentation graphique de tableaux de contingence et vise à rassembler sur un nombre limité de graphes l'information contenue dans un tableau à n x p dimensions (Stations x espèces). Chaque station est identifiée par le jour d'échantillonnage et la structure (Récif artificiel, Récif corallien, Tonne). La ressemblance entre les lignes et les colonnes est définie par une distance entre profils.

Dans cette matrice les espèces pélagiques (Scombridés, Carangidés, Caesionidés) ont été retirées en raison de leur faible association aux récifs artificiels.

•

•

Sur chacun des axes retenus (1 à 3) les contributions absolues (CA) de chaque variable ont été classées par ordre décroissant. Puis la somme de ces contributions a été arrêtée à 90% afin de retenir uniquement les variables contribuant le plus au plan.

La matrice de présence absence permet de caractériser les espèces spécifiques d'un milieu. Nous avons considéré que les espèces d'une occurrence inférieure à 25% n'étaient soit pas représentatives d'un milieu soit étaient difficilement détectables visuellement (dans ce cas il existe un biais important lié à la faible possibilité d'observation). Seules les espèces ayant une **occurrence supérieure à 25%** dans au moins des trois milieux (Récif artificiel, Cap La Houssaye, Tonne) ont été retenues dans l'analyse des données.

Trois niveaux d'information ont été analysés, les données de **présence-absence**, les **abondances par espèce** et la **biomasse par espèce**. Chaque niveau d'information permettant d'apporter des informations supplémentaires sur la structure des peuplements.

Les données d'**abondance** et de **biomasse** ont été transformées (racine carrée) pour lisser les différences liées à des abondances et des biomasses exceptionnelles d'une espèce.

1.4.4.1.2.2. Comparaison entre récifs artificiels d'architectures différentes

Deux éléments prévalant dans le chapitre précédent ne permettaient pas d'utiliser à nouveau l'AFC dans le cas présent :

- En raison du faible nombre d'échantillons par période et par type de récif (pour certaines périodes 3 échantillons seulement), l'analyse des matrices espèces x stations nécessitait d'utiliser une méthode permettant de s'affranchir des conditions liées à la distribution des données.
- Notre objectif est de caractériser les différences de peuplements à une échelle spatiale et à une échelle temporelle. Compte tenu de ces deux échelles, il fallait pouvoir prendre en compte toutes les espèces, même rares (dans l'ensemble des échantillons) et qui pouvaient être représentatives du peuplement d'un type de récif ou d'une période donnée.

Nous avons donc retenu des techniques d'analyse permettant de tenir compte de ces deux éléments (Clarcke & Warwick, 1994).

Nous avons recherché dans un premier temps à caractériser **les différences spatiales** entre les peuplements des différents récifs. L'analyse se voulant strictement spatiale et afin d'éliminer la variabilité temporelle, les données sont analysées par période. Pour chaque période, si des différences existent, les espèces responsables de ces différences sont déterminées.

Dans un deuxième temps nous avons cherché à caractériser la **dynamique temporelle** d'évolution des peuplements des trois types de récifs, séparément, puis simultanément.

Pour la mesure de ressemblance nous avons utilisé la matrice de similarité construite à partir des coefficients de Steinhaus (équivalent de la distance de Bray Curtis, Legendre & Legendre, 1998). Cette distance permet d'éliminer les double 0 (espèces absentes dans les deux échantillons).

Analyse spatiale

•

•

La première étape a consisté à mettre en évidence pour chaque période, les différences entre structures et d'identifier les espèces responsables de ces différences.

L'analyse est conduite en trois étapes :

La matrice d'abondance (espèces x stations) fait l'objet d'une analyse Multidimensionnelle non métrique (**Non-metric Multidimensional Scaling ou MDS**). Elle est réalisée non pas sur les valeurs de similarité mais sur leurs valeurs des rangs et ne nécessitent pas que les données suivent une distribution théorique. La représentation dans un espace à peu de dimensions d'un MDS peut cependant présenter des distorsions (ou stress) entre les distances des rangs calculées et leur représentation. Des valeurs de stress <0,1 correspondent à une bonne ordination sans crainte de mauvaise interprétation. Des valeurs de stress comprises entre 0,1 et 0,2, nécessitent souvent une technique complémentaire (analyse hiérarchique) qui permet de définir les groupes de stations à certains niveaux de similarité (Clarke & Warwick, 1994). La méthode employée est le groupement selon l'association moyenne ("group average sorting").

La deuxième étape consiste à effectuer une analyse de similarité (**ANOSIM**). Cette analyse consiste à effectuer un test permettant de caractériser les différences inter strates (entre structures au sein d'une période) par rapport aux différences intra-strates (entre les échantillons d'un type de structure au sein d'une période). Ce test est basé sur le calcul de R qui mesure la différence entre les rangs moyens de similarité intragroupes (r_w) et les rangs moyens de similarité entre tous les échantillons (r_B).

$R = (r_B - r_w) / (M/2)$ où $M = n(n-1)/2$ (n étant le nombre total d'échantillons pris en considération)

R est compris entre -1 et 1. R=1 seulement si tous les échantillons d'une strate sont plus similaires que tout autre échantillon d'un autre groupe.

R est proche de zéro, si l'hypothèse nulle est vérifiée (pas de différence inter-groupe), donc que la moyenne des similarités globales et la moyenne des similarités intra-groupes sont identiques.

La troisième étape consiste à calculer la dissimilarité moyenne entre toutes les paires d'un échantillon inter groupes (chaque échantillon du groupe 1 comparé à chaque échantillon du groupe 2) et d'étudier **la part de chaque espèce** dans cette dissimilarité moyenne.

Dans le calcul de la dissimilarité δ_{jk} entre deux échantillons j et k, la contribution de la ième espèce $\delta_{jk}(i)$, a pu être définie comme le premier terme de l'équation :

$$\delta_{jk}(i) = 100 \otimes |y_{ij} - y_{ik}| / \sum_{i=1}^p (y_{ij} \oplus y_{ik})$$

$\delta_{jk}(i)$ est moyenné sur toutes les paires (j du groupe 1, k du groupe 2) pour donner la contribution moyenne δ_i de la ième espèce à la dissimilarité totale entre les groupes 1 et 2. Une mesure pertinente est de savoir à quelle hauteur l'espèce contribue à la dissimilarité moyenne au travers de toutes les paires est l'erreur standard à la moyenne $SD(\delta_i)$.

Si δ_i est grand et que $SD(\delta_i)$ est petit, le rapport $\delta_i / SD(\delta_i)$ est grand alors l'espèce i contribue beaucoup à la dissimilarité entre les groupes, mais y contribue en tenant compte des inter comparaisons de tous les échantillons des 2 groupes : c'est une bonne espèce discriminante entre les deux groupes.

•

•

Analyse temporelle

L'objectif étant d'évaluer les modalités d'évolution des peuplements dans le temps, l'analyse a été menée en tenant compte non plus des périodes d'échantillonnage mais des jours d'échantillonnage. Les données ont donc été moyennées par type de récif et par jour d'échantillonnage. Le tableau 1 récapitule les jours d'échantillonnage par période (périodes définies à la figure 9)

Les analyses sont réalisées sur les données d'abondance transformées (racine carrée) pour pouvoir comparer les stations entre elles limitant l'influence des valeurs les plus élevées.

Dans un premier temps, les analyses sont réalisées par type de structure (F, M et G).

Dans un deuxième temps, les trois structures sont analysées simultanément.

Des **groupes de stations** sont définis sur la base d'un **taux de similarité de 60%**.

51. Tableau 1 : chronologie des jours d'échantillonnage par période (les jours 12, 20, 22 et 23 ont été retirés de l'analyse car la totalité du peuplement n'a pu être évaluée)

Jour	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14	15	16	17	18	19	21	24
Année	2003						2004						2005						
Période	1	2		3			4	5	7		8	9							
Saison	été	hiver				été			hiver		été								

1.4.4.2. Analyse du recrutement et des cohortes

Comme précisé dans l'introduction, les espèces qui peuvent éventuellement bénéficier des récifs artificiels pour augmenter la biomasse globale sont celles pour lesquelles les récifs peuvent permettre d'augmenter le nombre de juvéniles rejoignant le stock. Cette analyse a donc été réalisée pour les espèces de type A et B qui ont un lien fort avec le récif.

Lors des comptages visuels, la taille des individus a été notée. Les individus dont la taille correspondait à la taille maximale pélagique observée (Leis & Carson Ewart, 2000) ou à une taille mesurée sur des individus capturés par des filets de crête (Durville, 2002), définissant ainsi la taille des individus lors de leur installation, sont définis dans le texte comme des **recrues**. Ainsi j'ai pris comme taille de référence 10-15 mm pour les Pomacentridae, 15-20 mm pour les Chaetodontidae,

•

•

30-40 mm pour les Lutjanidae et les Serranidae, 40-50 mm pour les Holocentridae et pour les Mullidae du genre *Parupeneus*, 80-90 mm pour les Mullidae du genre *Mulloidichthys*, 150 mm pour les Aulostomidae et Fistularidae.

Dans chaque famille, les individus dépassant la limite supérieure des classes de taille définies ci-dessus, ont été considérés comme **juvéniles**. Cette distinction recrues/juvéniles a été facilitée dans certains cas par des modifications du comportement après l'installation. En effet, les changements ontogéniques observés chez les poissons au moment de l'installation se caractérisent simultanément par des modifications morphologiques et écologiques qui peuvent permettre d'améliorer la précision des études sur le recrutement. Chez certaines espèces, l'installation se fait à des stades de développement précoces. Dans ce cas, la post-larve n'a pas encore opéré sa métamorphose et possède une morphologie différente de l'adulte. Les modifications de morphologie et de comportement vont permettre de bien définir la période entre l'installation et l'observation. Ainsi pour les Sparidae, 4 stades ontogéniques ont été définis, sur la base du comportement et de l'évolution morphologique (Vigliola, 1998).

Pour les principales espèces observées, des données plus précises ont été obtenues à La Réunion sur la taille à l'installation (Pothin, 2005).

Ainsi, *Lutjanus kasmira* (Lutjanidae) a une durée de vie larvaire estimée à 31 jours ($\pm 1,2$ jours) et la taille à l'installation à $28,0 \pm 0,4$ mm SL (soit 35 mm de longueur totale). La croissance post-larvaire est estimée à $0,87 \pm 0,07$ mm/jour (Pothin *et al.*, 2005a).

Gnathodentex aurolineatus (Lethrinidae) a une durée de vie larvaire estimée à 40 jours $\pm 2,5$ jours et la taille à l'installation est de $48,1 \pm 1,2$ mm SL (soit 55 mm de longueur totale). La croissance post-larvaire est de $0,7 \pm 0,2$ mm/j (Pothin *et al.*, 2005b).

La démarche a consisté à comparer :

- Le niveau et la fréquence du recrutement dans le milieu naturel (récif corallien) et sur les récifs artificiels
- La variabilité inter-annuelle de ce recrutement
- Le niveau et la fréquence du recrutement sur des récifs artificiels d'architectures différentes

L'accent a été mis sur les espèces exploitables les plus abondantes.

Les comparaisons sont effectuées à l'aide d'un test de Mann Whitney pour la comparaison récif artificiel / récif naturel et la variabilité interannuelle et à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis pour les comparaisons entre les différents types de récifs.

Les résultats obtenus ont permis d'aborder succinctement, pour 3 espèces, les conséquences des modalités du recrutement sur le calcul d'une production de biomasse par récif artificiel.

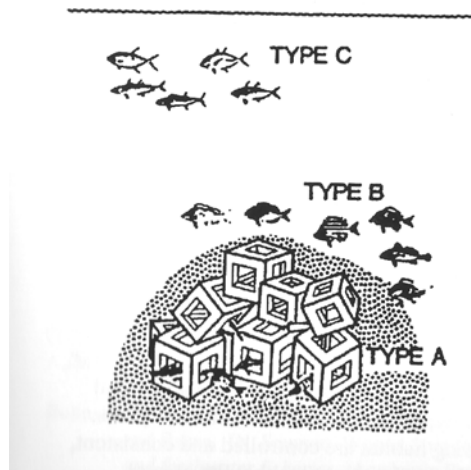
1.4.4.3. Analyse par type d'espèce (A, B, C).

Les différents groupes d'espèces sont définis en fonction de leurs position par rapport au récif artificiel. Le premier groupe (type A) comprend les espèces qui sont en contact direct avec le récif et occupent souvent les cavités, ou anfractuosités du récif; elles appartiennent aux familles

•

•

suivantes : (Apogonidae, Serranidae, Scorpaenidae, Aulostomidae, Plotosidae). Le second groupe (type B) comprend les espèces présentes à proximité du récif, mais ne sont pas en contact direct avec lui (Lutjanidae, Priacanthidae, Mullidae). Le troisième groupe (type C) comprend les espèces rencontrées autour du récif en pleine eau ou dans la zone pélagique (Carangidae, Caesionidae). La distinction des trois types d'espèces est basée essentiellement sur des critères comportementaux. L'étude de chaque catégorie a donc nécessité l'utilisation de techniques d'observation particulières en tenant compte du comportement des espèces et des objectifs recherchés. Ces méthodes sont décrites dans les chapitres qui concernent chaque type d'espèce.



52. Figure 16 : types d'espèces définis par Nakamura (1985) en fonction de leur position par rapport au récif artificiel. Type A : en contact direct avec le récif artificiel ; Type B : espèces présentes à proximité du récif mais sans contact direct avec lui ; Type C : espèces pélagiques.

2. ETUDE COMPARATIVE DES PEUPELEMENTS DE POISSONS TROPICAUX AUTOUR DE RECIFS ARTIFICIELS PAR OBSERVATIONS VISUELLES DIRECTES EN PLONGEE ET PAR VIDEO

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication (annexe 4) :

•

•

Tessier E., Chabanet P., Pothin K., Soria M. & Lasserre G., 2005. Visual census of tropical fish assemblages on artificial reef: slate *versus* video recording techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 315(1): 17-30.

2.1. RESUME

Les récifs artificiels en zone côtière ont été initialement installés à la Réunion (S-O de l'Océan Indien) pour attirer et capturer des petits poissons pélagiques économiquement importants pour la pêche locale. Ces récifs artificiels attirent aussi des densités élevées de juvéniles de poissons coralliens, spécialement juste après le recrutement. En raison de la forte diversité spécifique et des densités élevées, une méthode adaptée pour évaluer la diversité et l'abondance de tels assemblages a dû être recherchée. Une expérience *in situ* a été menée afin de tester deux méthodes visuelles d'évaluation, par enregistrement sur plaquette en plongée ou par vidéo, pour déterminer laquelle utiliser sur les récifs artificiels. Plus de 50 échantillonnages ont été réalisés sur une période d'un an. Pour l'étude quantitative, une trame en cordage (4 transects à largeur fixe de 24 m x 3 m) a été déployée pour faciliter les mouvements des plongeurs. Pour éviter les biais liés à l'échantillonnage, l'étude *in situ* a été menée durant un laps de temps fixé au départ. Les avantages et désavantages des deux techniques au regard de la précision des résultats qualitatifs et quantitatifs sont discutés. Pour l'étude qualitative, les résultats montrent que la technique sur plaquette est la plus appropriée pour déterminer la richesse spécifique. Six espèces permanentes, abondantes et montrant une occurrence similaire par méthode vidéo et sur plaquette (*Lutjanus kasmira*, *L. bengalensis*, *Priacanthus hamrur*, *Chaetodon kleinii*, *Heniochus diphreutes*, *Mulloidichthys vanicolensis*), ont été sélectionnées pour la comparaison des techniques en utilisant des données quantitatives. La corrélation entre les comptages vidéo et sur plaquette est forte ; néanmoins, les comptages vidéo sous-estiment l'abondance, spécialement pour les faibles valeurs. Un indice de correction est proposé pour rectifier cette sous-estimation et permettre ainsi une utilisation de la vidéo en routine afin de quantifier les espèces bien détectées par vidéo, listées ci-dessus. De plus, dans le cas de forts recrutements (>20 000 recrues), des différences d'abondance importantes sont observées entre les données enregistrées sur plaquette et par vidéo, l'abondance estimée par vidéo étant bien plus élevée que celle enregistrée sur plaquette. Ces différences apparaissent principalement lorsque des densités importantes sont concentrées sur des petites surfaces. Dans ce cas, la technique vidéo présente un réel intérêt en comparaison de la technique de comptage directe en plongée sur plaquette qui est limitée par la capacité humaine de percevoir un grand nombre de signaux visuels en même temps.

MOTS CLES : récif artificiel, poissons tropicaux, observations visuelles, recensement sur plaquette, vidéo

2.2. INTRODUCTION

La plus ancienne et la plus répandue des activités utilisant les récifs artificiels est la pêche artisanale. L'objectif général des récifs artificiels est la production de nourriture et la subsistance économique des communautés dans les zones côtières (Seaman & Jensen, 2000). À la Réunion (SO Océan Indien), les pêcheurs ont installé des récifs artificiels pour attirer et capturer des petits poissons pélagiques, principalement des Carangidae. Comme les récifs artificiels attirent et concentrent une grande partie des petits pélagiques pendant la saison de pêche, ils sont intéressants à utiliser pour suivre et estimer l'état des ressources. Comme dans d'autres cas observés dans le monde (Pickering & Whitmarsh, 1997; Wantiez & Thollot, 2000), les densités en poissons autour des récifs artificiels peuvent atteindre plusieurs dizaines d'individus par m² et elles sont supérieures à celles des zones naturelles voisines. En raison de la diversité spécifique élevée et des fortes densités, une méthode adaptée pour évaluer la diversité et l'abondance de telles agrégations est nécessaire.

À la Réunion, le problème méthodologique est accentué par le fait que les récifs artificiels représentent une surface relativement faible (environ 250 m²), qui attire des très grandes densités de juvéniles, spécialement juste après la phase de colonisation. Les avantages et désavantages de différentes méthodes utilisées classiquement pour recenser les populations et peuplements ichtyologiques par observations visuelles sont connus (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Samoily, 1997 ; Bortone *et al.* 2000), que ces méthodes soient utilisées en milieu naturel (Bortone *et al.*, 1986 ; Bortone *et al.*, 1991 ; Francour *et al.*, 1999) ou en environnement contrôlé (Bortone *et al.*, 1991 ; Greene & Alevizon, 1989). Mais aucune étude n'a comparé en zone tropicale, des méthodes appliquées *in situ* (et non en milieu contrôlé) sur des récifs artificiels caractérisés par une grande diversité spécifique et des variations d'abondance importantes. Les méthodes d'évaluation non destructives, incluant les méthodes acoustiques et les recensements visuels sous-marins (enregistrement écrit, audio ou vidéo), sont les techniques les plus courantes pour caractériser les agrégations de poissons et leurs évolutions (Barans & Bortone, 1983 ; Bohnsack, 1996 ; Bortone & Kimmel, 1991 ; Bortone *et al.*, 2000 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Tresher & Gunn, 1986 ; Samoily, 1997). Elles sont généralement préférées car elles ne perturbent ni l'habitat, ni les organismes marins (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Bortone & Kimmel, 1991), et sont moins sélectives que la plupart des autres méthodes (Brock, 1954). De plus, elles peuvent être répétées sur le même site à de faibles intervalles de temps entre les échantillonnages (Bortone *et al.*, 2000). Ces méthodes, à l'origine conçues pour être appliquées dans des biotopes naturels, peuvent aussi être

utilisées pour l'échantillonnage des récifs artificiels (Bortone & Bohnsack, 1991 ; Bortone *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 1995). Depuis 10 ans, avec l'avènement de la vidéo numérique, les enregistrements vidéo sont devenus des outils novateurs, testés et adaptés aux suivis des peuplements de poissons (Michalopoulos *et al.*, 1992 ; Potts *et al.*, 1987 ; Tipping, 1994).

À la Réunion, une expérience *in situ* a été conduite pendant un an pour comparer deux techniques d'observations visuelles (enregistrement sur plaquette ou vidéo) et tester laquelle des méthodes pouvait être le mieux adaptée pour échantillonner les récifs artificiels. Les deux méthodes ont été testées pour des évaluations qualitatives (richesse spécifique) et des évaluations quantitatives (nombre d'individus par espèce). Nous avons testé comment des facteurs liés aux espèces (type écologique, abondance totale, contraste entre le poisson et le fond) et leurs relations avec le plongeur (attractivité) pouvait influencer les résultats des évaluations quantitatives entre les deux méthodes d'enregistrement. Un indice correcteur a été calculé pour rapprocher les similarités entre les abondances trouvées par les deux méthodes (vidéo *vs* plaquette) sur les espèces permanentes associées au récif. Les avantages et désavantages des deux techniques, en relation avec la précision des résultats et le temps de plongée nécessaire pour les mettre en œuvre, sont discutés. Les résultats de cette étude pourront ainsi aider chercheurs et gestionnaires dans leurs choix de techniques d'enregistrement à mettre en œuvre pour des suivis futurs de populations et peuplements ichtyologiques.

2.3. MATERIEL ET METHODES

2.3.1. Structure des récifs artificiels

Les récifs artificiels, immergés en baie de Saint-Paul, construits avec des modules de taille identique (250 m² chacun) ont été installés à une profondeur de 15 m, à 400 m de la côte et la distance moyenne entre deux modules est d'environ 1,5 km (cf. Figure 14B). La partie centrale de chaque module (6 m³) est constituée de récipients en plastique, de pneus et de lanières en plastique qui simulent des anfractuosités et des feuilles d'herbiers. La hauteur totale de la structure est d'environ 1 m. Les lanières plastiques sont attachées aux cordes de mouillage au centre du module pour attirer les poissons pélagiques. Les modules sont ancrés sur le fond à l'aide de lests en béton (cf. Figure 12).

2.3.2. Méthodes d'échantillonnage

Les agrégations de poissons ont été suivies par deux techniques de recensement visuel afin d'évaluer la richesse spécifique (étude qualitative) et l'abondance par espèce (étude quantitative). Les données ont été enregistrées sur une plaquette en PVC et avec une caméra vidéo. Durant cette étude, qui s'est déroulée entre mars 2001 et février 2002, nous avons suivi trois récifs artificiels installés en février 2001, à une fréquence mensuelle, voire bimensuelle (40 recensements au total). Les données ont été collectées toujours dans les mêmes conditions (jours ensoleillés, entre 9 et 12 heures, visibilité >5 m), le même jour pour tous les récifs artificiels, afin de réduire les biais dus aux variations naturelles des agrégations de poissons (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Toutes les plongées ont été effectuées par trois plongeurs (compteur, caméraman, sécurité), et les enregistrements vidéo ont été réalisés juste avant les enregistrements sur plaquette. Nous avons utilisé une caméra vidéo numérique avec un grand angle. Afin d'obtenir une image de meilleure qualité à l'écran, le film a été réalisé en mode « progressive-scan ».

2.3.2.1. Etude qualitative

L'étude qualitative a été effectuée en réalisant deux circuits autour du récif, le premier à une distance de 6 à 12 m de la partie centrale du récif, et le second à 1 m du centre afin de localiser les différentes espèces présentes sur et autour du récif artificiel (Bombace *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 1995) (Figure 17).

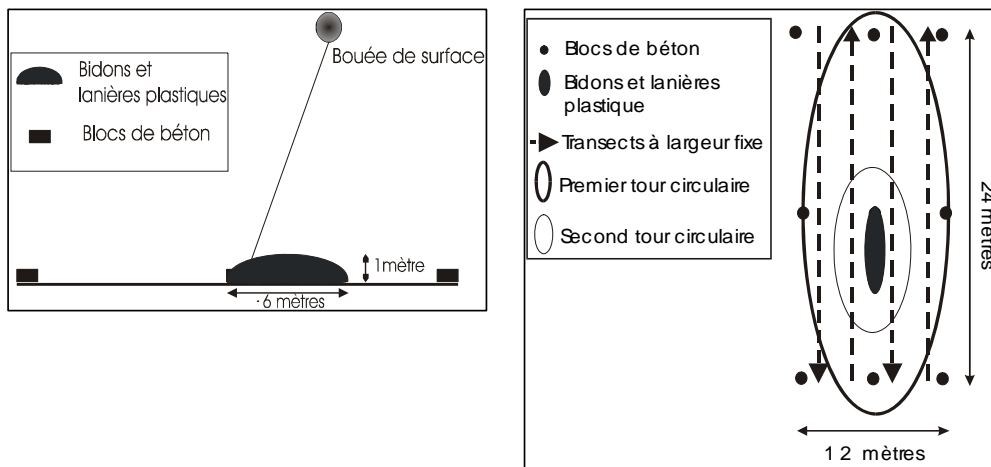
2.3.2.2. Etude quantitative

Pour estimer le nombre d'individus dans les zones tropicales, lorsque les données sont ajustées pour une surface donnée et une durée de suivi limitée (voir ci-dessous), les plongeurs sont plus efficaces en utilisant la méthode des transects (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Bortone *et al.*, 1989). Cette méthode permet aussi d'éviter le risque de comptages multiples des espèces grégaires qui peuvent avoir lieu en utilisant la méthode des points fixes (Gledhill *et al.* 1996 ; Francour *et al.*,

1999). Par ailleurs, une surface balisée est recommandée pour faciliter les déplacements des plongeurs autour du récif artificiel (Buckley & Hueckel, 1989), et dans les recensements par vidéo, pour obtenir une surface connue pour les estimations de densité lors de l'analyse des images (Auster *et al.*, 1989 ; Michalopoulos *et al.*, 1992). Ainsi pendant notre étude, une trame en cordage a été installée sur le fond pour matérialiser 4 transects fixes (24 m de long sur 3 m de large). Les plongeurs suivent successivement chaque transect en appliquant la méthode vidéo puis la méthode sur plaquette (Figure 17).

Pour les recensements à l'aide d'une plaquette, lorsqu'un groupe monospécifique contenant plus de 50 individus est observé, le plongeur estime le nombre d'individus dans les groupes, en déterminant une image visuelle d'un groupe de 20 poissons et en multipliant cette image jusqu'à obtenir la taille totale de la population (Bortone *et al.*, 2000 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Pour des bancs multispécifiques, une estimation du nombre d'individus est faite pour le banc entier et pour la proportion de chaque espèce constituant ce banc (Bortone & Kimmel, 1991 ; Bortone *et al.*, 2000).

Pour le recensement par vidéo, un protocole utilisant les enregistrements vidéo numériques a été développé. Chaque transect (3 x 24 m) a été divisé en 8 mailles correspondant au champ de vision de la caméra (3 x 3 m). La trame entière comprenant 32 mailles de 3 x 3 m. Le caméraman filme le transect à une hauteur de 3 m, distance supposée minimiser les biais résultant d'une attraction ou une répulsion des espèces par le plongeur. Pour caractériser l'abondance en poissons avec un temps d'analyse d'image minimum, la vitesse de nage minimale optimale a été déterminée dans une étude précédente (Lacour *et al.*, 2001). Cette étude a montré qu'à une vitesse de 0,3 m/s, il n'y avait pas de différence significative du nombre de poissons par maille sur 5 secondes consécutives, résultat obtenu sur différentes densités de poissons (27, 45, 55, 88, 200 et 540 individus / 9 m²). Les images vidéo ont ensuite été analysées sur un grand écran en utilisant un logiciel de traitement d'image standard (Adobe Première 6.0). Toutes les 5 secondes, le film est arrêté et les poissons comptés, et ceci, jusqu'à la fin du transect afin de calculer le nombre total d'individus présents sur la surface d'étude. Les individus sont déterminés au niveau spécifique lorsque c'est possible. Pour des bancs multispécifiques, une estimation du nombre d'individus est faite pour le banc entier et la proportion de chaque espèce constituant ce banc est obtenue sur les images prises lors de l'étude qualitative. La qualité des images peut être améliorée si nécessaire (augmentation du contraste, images négatives).



53. Figure 17 : structure du récif artificiel (A : vue latérale, B : vue de dessus) et techniques d'échantillonnage.

2.3.2.3. Durée d'échantillonnage

Comme déterminé par de nombreux auteurs, (e.g. [Bortone et al., 1986, 1989](#)), la durée de suivi est un des paramètres qui peut biaiser l'estimation qualitative ou quantitative des peuplements de poissons. Afin d'éviter les biais dus aux variations de temps d'échantillonnage, l'étude a été menée pendant une durée de temps limitée. *In situ*, le suivi total durait 25 minutes pour le recensement sur plaquette (5 minutes pour l'étude qualitative, 20 minutes pour l'étude quantitative), et 10 minutes pour le recensement vidéo (5 minutes pour l'étude qualitative, 5 minutes pour l'étude quantitative).

2.3.3. Analyse de données

Le nombre d'espèces (étude qualitative) et le nombre d'individus (étude quantitative) ont été déterminés pour chaque transect. Ces paramètres ont été aussi calculés pour des groupes d'espèces que nous appellerons par la suite « groupes écologiques », définis en fonction de leur position

verticale dans la colonne d'eau et leur position relative par rapport au récif (Nakamura, 1985). Le premier groupe (type A) comprend les espèces qui sont en contact direct avec le récif et occupent souvent les cavités, ou anfractuosités du récif; elles appartiennent aux familles suivantes : (Apogonidae, Serranidae, Scorpaenidae, Aulostomidae, Plotosidae). Le second groupe (type B) comprend les espèces présentes à proximité du récif, mais ne sont pas en contact direct avec lui (Lutjanidae, Priacanthidae, Mullidae). Le troisième groupe (type C) comprend les espèces rencontrées autour du récif en pleine eau ou dans la zone pélagique (Carangidae, Caesionidae).

2.3.3.1. Etude qualitative

Le pourcentage d'occurrence de chaque espèce a été obtenu en utilisant l'échelle proposée par Charbonnel *et al* (1995) : espèces permanentes (>75%), espèces fréquentes (50 à 74,9%), espèces occasionnelles (25 to 49,9%) et espèces rares (<25%). Les occurrences par espèce obtenues par les deux méthodes d'observation ont été comparées afin de déterminer les espèces qui avaient le même taux de détection par vidéo et par observations retranscrites sur plaquette. L'indice de Sørensen (S) (Legendre et Legendre, 1998) a été utilisé pour comparer les deux jeux de données (x1, x2) obtenus avec les deux techniques :

$$S(x1, x2) = 2a / (2a+b+c)$$

a : nombre d'espèces observées par les deux techniques

b : nombre d'espèces absentes de la première liste

c : nombre d'espèces absentes de la seconde liste

2.3.3.2. Etude quantitative

Caractéristiques des espèces et similarité

Pour déterminer les similarités entre les estimations par plaquette et par vidéo pour chaque espèce, les facteurs qui pouvaient influencer nos résultats ont été considérés, tels que la mobilité du poisson et son attraction par le plongeur (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Comme la mobilité est liée au comportement du poisson et à sa position dans la colonne d'eau, nous avons catégorisé ce facteur

•

•

en utilisant les groupes écologiques de type A, B ou C. L'attraction entre le poisson et le plongeur a été catégorisée comme positive, neutre ou négative, en fonction de notre connaissance générale sur l'écologie et le comportement des poissons coralliens. De plus, la détectabilité des poissons, qui dépend du contraste entre les spécimens et l'arrière-plan (ici du sable volcanique noir), peut aussi être un facteur influençant nos résultats, particulièrement pendant les analyses d'images vidéo. Sur le sable noir basaltique de la baie de Saint-Paul, le contraste est maximal pour les espèces ayant comme couleur principale le rouge et le jaune et pour des espèces à robe rayée. Enfin, le nombre total d'individus comptabilisés avec chacune des méthodes a été comparé en utilisant une échelle logarithmique d'abondance (0-10; 10-100; 100-1000, >1000 individus). Les espèces ont donc ainsi été catégorisées en utilisant les variables suivantes : "groupe écologique" (type A, B, C), "attractivité" (positive, neutre, négative), "contraste" par rapport au fond marin (élevé ou faible) et "classe d'abondance" (0-10 à > 1000 individus).

Pour déterminer les similarités entre les estimations vidéo et sur plaquette, pour chaque espèce, nous avons utilisé le coefficient de similarité de Gower (Si) (Legendre & Legendre, 1998) :

$$Si = 1 - [\text{abs}(y_{i1} - y_{i2})/R_i]$$

avec $\text{abs}(y_{i1} - y_{i2})$ = valeur absolue de différence d'abondance estimée par observation directe notée sur une plaquette (1) et par observation vidéo (2) pour l'espèce i, et

R_i = différence maximale observée sur tous les échantillons.

Puis, afin d'éviter les doubles zéros (0,0), nous avons introduit un facteur w_i (delta de Kronecker) en relation avec la présence ou l'absence d'information sur les échantillons (0: l'information relative sur l'abondance est absente pour les deux échantillons, 1: présence d'information).

La similarité comme variable dépendante a été étudiée en fonction des caractéristiques des poissons (groupe écologique, contraste entre le poisson et l'arrière-plan, attractivité, classe d'abondance), utilisées comme variables indépendantes. Les valeurs de similarité suivent une distribution normale après une transformation par la fonction *arcsinus*. Pour tester l'hypothèse nulle sur les valeurs de Si (H_0 : il n'y a pas d'effet de ces variables, H_1 : il y a des interactions entre ces variables), nous avons utilisé une Analyse de Variance multiparamétrique. Un test *post hoc* HSD de Tuckey a ensuite été effectué pour évaluer les groupes de valeurs différents des autres, puis un test unilatéral de Dunnett pour déterminer le sens des différences entre les groupes.

Calcul de l'indice de correction

•

•

Afin de réduire les différences entre des données obtenues par les deux méthodes (plaquette et vidéo), un indice correcteur quantitatif vidéo a été calculé à partir des abondances estimées par recensement direct sur plaquette. Pour cela, une relation linéaire entre les deux jeux de données transformées ($\ln(\text{valeur}+1)$, pour éviter les données nulles) a été calculée. La corrélation entre les abondances obtenues par vidéo et par plaquette a été analysée avec l'indice de Pearson (Bortone *et al.*, 1989). Après conversion logarithmique, les ajustements linéaires des deux jeux de données en fonction du rang des abondances vidéo classées en ordre croissant ont été tracés. Une analyse de covariance a été effectuée pour comparer la pente des deux modèles linéaires obtenus. Les espèces retenues dans cette analyse sont celles qui ont été observées dans plus de 75% des échantillons en utilisant l'enregistrement sur plaquette (espèces permanentes).

2.4. RESULTATS

2.4.1. Etude qualitative

86 espèces appartenant à 29 familles ont été observées pendant l'étude. La majorité des espèces appartiennent aux types B (67,4%) et A (25,6%) ; seulement 7,0% appartiennent au type C (principalement Carangidae et Caesionidae). Le nombre total d'espèces enregistrées sur plaquette est supérieur à celui enregistré par vidéo. 17 espèces n'ont été observées que par recensement sur plaquette et correspondent à des espèces rares (<25% occurrence) (Table 2). Trois espèces rares n'ont été observées que par vidéo (*Decapterus sp.*, *Lactoria cornuta* et *Saurida gracilis*). Les différences dans le nombre moyen entre espèces observées par vidéo ou par observation directe sont significatives pour tous les groupes écologiques (test M-W, $p < 0,0001$). Les indices de similarité indiqueraient que les espèces rares n'ont jamais été vues simultanément par les deux techniques.

Sur les 66 espèces enregistrées par les deux techniques, 47 ont une plus grande probabilité de rencontre par recensement sur plaquette, 8 par vidéo et 11 ont exactement la même occurrence par les deux méthodes. Les différences d'occurrence peuvent être importantes aussi pour les espèces permanentes, fréquentes et occasionnelles (Annexe 1). Pour les 13 espèces observées de façon permanente par recensement visuel, 6 présentent une occurrence d'observation similaire par vidéo (*Lutjanus kasmira*, *L. bengalensis*, *Priacanthus hamrur*, *Chaetodon kleinii*, *Heniochus diphreutes*, *Mulloidichthys vanicolensis*). Pour les 7 autres espèces, la fréquence d'observation par vidéo est beaucoup plus faible que par observation directe.

La valeur moyenne de l'indice de Sørensen est 0,72 ($\pm 0,07$). Les moyennes sont similaires pour les groupes d'espèces B et C (0,73 \pm 0,09 et 0,74 \pm 0,31) mais différentes pour les espèces du groupe A (0,62 \pm 0,22) (K-W, $p = 0,041$). Ce résultat montre que les différences détectées dans l'agrégation entre les deux méthodes sont en partie liées au groupe écologique auquel appartient l'espèce.

54. Tableau 2 : nombre d'espèces par catégorie d'occurrence et par type écologique (A, B, C). A : espèces ayant un contact direct avec le récif, B : espèces trouvées à proximité du récif, C : espèces trouvées en pleine eau, Σ : somme des espèces. Catégorie d'occurrence des espèces : >75% permanentes, 50- 74,9% = fréquentes, 25-49,9%= occasionnelles, <25%: rares.

Catégorie d'occurrence	Comptage visuel				Comptage Vidéo			
	A	B	C	Σ	A	B	C	Σ
Permanent	2	11	1	14	-	4	-	4
Fréquentes	3	3	1	7	3	6	1	10
Occasionnelles	3	11	1	15	5	6	2	13
Rares	14	31	2	47	11	28	3	42
Total nombre d'espèces	22	56	5	83	19	44	6	69
Nombre moyen d'espèces (écart-type)	5,7 (2,6)	18,0 (4,2)	1,9 (0,9)	25,6 (6,4)	4,3 (2,9)	12,2 (3,9)	1,4 (0,9)	17,9 (7,8)

2.4.2. Etude quantitative

2.4.2.1. Caractéristiques des espèces et similarité

La similarité réagit significativement à toutes les variables indépendantes à l'exception du contraste (Table 3). Ce résultat concorde avec l'absence de différence significative obtenue pour l'indice de Gower (Si) pour les espèces contrastées et les espèces non contrastées (0,91 ; 0,86). L'interaction entre contraste et attractivité est significative. La classe d'abondance est le principal facteur affectant la similarité (Table 4). Plus l'abondance globale est forte et plus faible est la similarité, la différence étant particulièrement significative pour la plus forte classe d'abondance (>1 000, $S = 0,46$). Cette différence peut être aussi liée au type écologique et à l'attractivité du plongeur (interactions significatives). Pour le groupe écologique, la valeur de l'indice S croît avec la

distance entre la position du poisson et la structure récifale. L'indice S est significativement plus élevé pour les poissons de type C, qui se trouvent dans la masse d'eau et dans la zone pélagique, que pour les espèces de type B, qui se trouvent près du récif et les espèces de type A, qui ont un contact direct avec le récif (S= 1,08 ; 0,89 ; 0,83 ; respectivement, Table 4). De plus, la similarité est aussi affectée par l'attractivité car les espèces fuyantes (attraction négative) ont un indice significativement inférieur à celui des espèces attirées (attraction positive) et des espèces neutres (attraction nulle) (0,83 ; 0,90 ; 0,92 respectivement, Table 4).

55. Tableau 3 : Résultats de l'analyse de variance multiple (MANOVA) montrant l'effet des différents facteurs testés sur les coefficients de similarité de Gower (Si) transformés par la fonction *arc sinus*. Influence de l'attractivité vis-à-vis du plongeur (positive, neutre, négative), de la classe d'abondance (0-10 à >1000), du type écologique (A, B, C), du contraste (élevé ou faible) et de leurs interactions sur Si. Type A : espèces ayant un contact direct avec le récif, B : espèces proches du récif, C : espèces trouvées en pleine eau.

Effets	dl	F	P
Attractivité	2	7,102	0,001
Classe d'abondance	3	13,209	<0,001
Type écologique	2	4,704	<0,001
Contraste	1	0,917	0,338
Attractivité * Classe d'abondance	4	3,945	0,003
Attractivité * Type écologique	3	1,483	0,217
Attractivité * Contraste	2	10,237	<0,001
Classe d'abondance * Type écologique	4	3,144	0,014
Classe d'abondance * Contraste	2	1,109	0,330
Type écologique * Contraste	2	1,333	0,264

56.

57.

58. Tableau 4 : indice de similarité de Gower (Si) pour l'attractivité vis-à-vis du plongeur (positive, neutre, négative), la classe d'abondance (0-10 à >1000), le type écologique (A, B, C), le contraste (élevé ou faible). Les différences entre groupes sont calculées avec le test de Tuckey. * indique un seuil de significativité < 0,05.

Effets	Classes	Moyennes <i>arcsinus</i> Si
Classe d'abondance	0-10	0,92
	10-100	0,86
	100-1000	0,82
	>1000	0,46*
Type écologique	A	0,84
	B	0,89
	C	1,08*
Attractivité	Positive	0,89
	Nulle	0,92

Contraste	Négative	0,83*
	Elevé	0,91
	Faible	0,86

2.4.2.2. Calcul de l'indice de correction

Les treize espèces observées dans plus de 75% des recensements par observations directes ont été sélectionnées pour calculer la corrélation entre les techniques vidéo et sur plaquette. Comme *L. kasmira* et *L. bengalensis* sont des espèces morphologiquement similaires (forme et couleur) et positionnées dans les mêmes bancs, leur proportion a été déterminée en utilisant les deux méthodes. Les recensements vidéo et sur plaquette donnent des résultats similaires ($W.$, $Z = -1,346$; $p = 0,178$).

Les coefficients de corrélation (Pearson, Kandall et Spearman) entre les données d'abondance transformées (Ln) obtenues par les deux méthodes sont forts pour 9 espèces (Table 5), qui seront retenues par la suite pour l'ajustement au modèle linéaire. Pour les espèces restantes, il n'y a aucune corrélation (*Epinephelus longispinis* et *Mulloidichthys flavolineatus*), ou un des coefficient de corrélation est significatif (coefficient de Pearson), mais pas les autres (*Chaetodon blackburnii* et *Acanthurus mata*, Table 5).

59. Tableau 5 : indice de Pearson (R), indice de Kandall (B), Indice de rang de Spearman (Rho) pour les espèces permanentes. * indique une différence significative $< 0,05$ et ** $< 0,01$ entre les techniques vidéo et plaquette. Fq : fréquence des observations sur 40 échantillons.

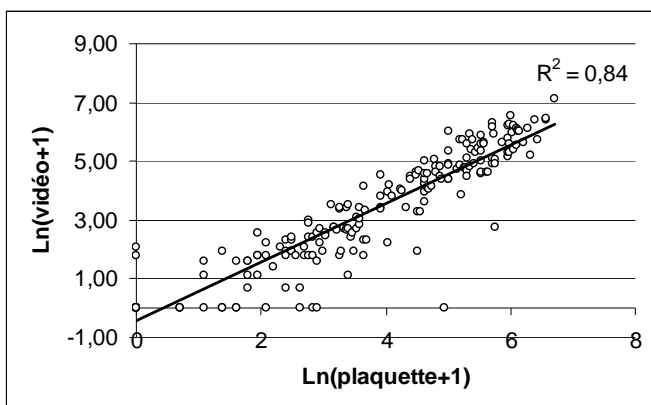
Espèces	R	B	Rho	Fq
<i>Priacanthus hamrur</i>	0,939*	0,777**	0,900**	0,88
<i>Chaetodon blackburnii</i>	0,346*	0,241	0,296	1,00
<i>Lutjanus kasmira</i>	0,67*	0,487**	0,642**	1,00
<i>Aulostomus chinensis</i>	0,507*	0,392**	0,502**	1,00
<i>Chaetodon kleinii</i>	0,598*	0,404**	0,604**	0,95
<i>Heniochus diphreutes</i>	0,943*	0,760**	0,922**	0,95
<i>Acanthurus mata</i>	0,352*	0,247	0,35*	0,88
<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	0,788*	0,734**	0,853**	0,88
<i>Lutjanus bengalensis</i>	0,783*	0,665**	0,826**	0,80
<i>Pterois miles</i>	0,485*	0,432**	0,508**	0,83

<i>Mulloidichthys flavolineatus</i>	-0,1	-0,144	-0,179	0,80
<i>Caranx sp.</i>	0,629*	0,404**	0,517**	0,78
<i>Epinephelus longispinis</i>	-0,048	0,015	0,019	0,80

Un ajustement linéaire de l'abondance obtenue par vidéo classée en ordre croissant, et de l'abondance obtenue sur plaquette en fonction du rang de l'abondance vidéo, a été calculé sur les données d'abondance transformées des 9 espèces sélectionnées. Comme les ajustements linéaires étaient faibles ($R^2 = 0,33$ pour la vidéo et $R^2 = 0,15$ pour la plaquette), les espèces responsables de ces faibles R^2 ont été éliminées pas à pas (*Aulostomus chinensis*, *Pterois miles* et *Caranx sp.*). Pour les six espèces restantes (*Priacanthus hamrur*, *Lutjanus bengalensis*, *L. kasmira*, *Chaetodon kleinii*, *Heniochus diphreutes*, *Mulloidichthys vanicolensis*), les ajustements linéaires étaient bons ($R^2 = 0,98$ pour la vidéo et $R^2 = 0,83$ pour la plaquette). Le test de Kolmogorov et Smirnov confirme la normalité de la distribution des deux jeux de données. Puis, l'analyse de covariance ne montre aucune différence dans la pente des deux modèles linéaires ($p < 0.001$). Un test *a posteriori* de Levene confirme l'homogénéité de variance entre les deux jeux de données. L'expression de $\text{Ln}(\text{abondance visual} + 1)$ en fonction de $\text{Ln}(\text{abondance vidéo} + 1)$ pour les six espèces permanentes est un modèle linéaire (Figure 18) :

$$\text{Ln visuel} = 0,827 * \text{Ln vidéo} + 1,017 \quad (R^2 = 0,84) \quad (1)$$

L'analyse des résidus entre les données observées et les valeurs prédites obtenues par le modèle linéaire (1) ne montre aucune tendance. Ce résultat confirme la bonne concordance entre les données observées et le modèle prédictif.



60.

61.

62. Figure 18 : valeurs de $\text{Ln}(\text{vidéo}+1)$ (symboles : cercles) rangées en ordre ascendant et valeurs correspondantes $\text{Ln}(\text{plaquette}+1)$ (symboles : losanges), ajustements linéaires pour $\text{Ln}(\text{vidéo} +1)$ (trait plein) et ajustement linéaire pour $\text{Ln}(\text{plaquette}+1)$ (ligne pointillée).

•

•

2.5. DISCUSSION

2.5.1. Nombre d'espèces

Les méthodes de comptages visuels sous-marins sont utilisées depuis longtemps pour estimer la taille des agrégations de poissons récifaux (Brock, 1954), mais cette méthode est limitée aux espèces de poissons non-cryptiques et diurnes (e.g. Brock, 1982 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Sale & Douglas, 1981). Il est probable que le nombre d'espèces de type A, qui ont un contact direct avec le récif, et occupent souvent des cavités ou des espaces dans le récif est sous estimé par comptage visuel, comparativement aux méthodes destructives comme la roténone (Letourneur, 1992 ; Willis, 2001). Pour les espèces de type B, nous avons trouvé que la vidéo détectait moins d'espèces que la méthode visuelle, comme suggéré par d'autres auteurs aussi bien en milieu naturel qu'en environnement contrôlé (Bortone *et al.*, 1991 ; Francour *et al.*, 1999). Ce résultat peut s'expliquer par le fait que le champ de vision de la caméra est bien plus limité que l'œil humain, même si la vision est réduite quand on utilise un masque de plongée. Ce champ de vision limité peut réduire la probabilité de détecter un individu quand on utilise une caméra vidéo (Bortone *et al.*, 2000), spécialement pour les espèces rares (Table 1). Une autre possibilité est le temps d'observation, car le temps passé sous l'eau à filmer est inférieur à celui pour réaliser les comptages visuels. De nombreux auteurs ont montré que le nombre d'espèces détectées était déterminé par la durée des observations (Harmelin Vivien *et al.*, 1985) ; en conséquence, la durée de chaque évaluation est un paramètre important à prendre en compte pour chaque méthode (Bortone *et al.* 1986, 1989, 2000). De plus, sur les treize espèces permanentes, les six espèces sélectionnées pour l'étude quantitative (*Lutjanus kasmira*, *L. bengalensis*, *Priacanthus hamrur*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Chaetodon kleinii* et *Heniochus diphreutes*) ont montré des occurrences très proches par les deux méthodes. Pour les autres espèces, leur comportement les rend difficiles à détecter par vidéo car elles sont farouches ou cryptiques (*Epinephelus longispinis*, *Pterois miles*), fuyantes (*Acanthurus mata*), non visibles sur les cordages en arrière-plan (*Aulostomus chinensis*) ou présentent un faible contraste sur le sable basaltique noir (*Mulloidichthys flavolineatus*). Cependant, sur les six espèces qui peuvent être échantillonnées en utilisant une des deux techniques d'estimation visuelle (et sélectionnées pour l'étude quantitative), quatre d'entre elles (*Lutjanus*

kasmira, *L. bengalensis*, *Priacanthus hamrur* et *Mulloidichthys vanicolensis*) offrent le plus grand potentiel pour les pêcheries locales (forte abondance et valeur commerciale élevée). Seule l'espèce *Mulloidichthys flavolineatus*, qui a une forte valeur pour la pêche locale, ne peut pas être incluse dans le suivi utilisant la méthode vidéo car le contraste avec le sable noir est insuffisant.

2.5.2. Abondance

Le comportement des espèces, incluant leur attractivité vis-à-vis du plongeur et leur type écologique ainsi que leur abondance, sont les principaux facteurs qui affectent le degré de similarité entre la méthode vidéo et la méthode visuelle directe. Même si le contraste n'est pas significatif en tant que tel, il interagit avec l'attractivité et rend les évaluations difficiles pour les espèces neutres. De plus, la similarité entre la vidéo et la méthode visuelle directe décroît avec les fortes abondances (>1 000 individus). En tenant compte du type écologique, il apparaît que la moyenne des abondances est supérieure en vidéo pour les espèces de type B (essentiellement *Priacanthus hamrur*) mais au contraire, l'abondance est plus forte avec la méthode d'enregistrement sur plaquette pour les espèces de type C (essentiellement *Selar crumenophthalmus*). Pour des espèces contrastées et statiques concentrées autour du récif, comme *Priacanthus hamrur*, la vidéo est d'un intérêt certain, permettant l'évaluation de fortes abondances. Mais pour les espèces pélagiques, les mouvements importants et la taille des bancs décroît la probabilité de détection dans les 5 minutes dédiées au recensement vidéo. Par recensement direct *in situ* avec une plaquette, en raison de la vitesse de nage des poissons, il est possible de compter le même groupe de poissons plusieurs fois, ce qui peut induire une surestimation de l'abondance. Pour ces espèces, une meilleure évaluation pourrait être apportée par les méthodes acoustiques. Par rapport au type écologique, la similarité est plus forte pour les espèces de type C. Dans cette catégorie, des petits bancs de carangidés (*Caranx sp.* et *Pseudocaranx dentex*) attirés par les plongeurs permettent une bonne détection par les deux méthodes. Au contraire, les grands bancs d'espèces fuyantes donnent une similarité moindre.

Sur les six espèces permanentes observées durant l'étude quantitative globale, (*Priacanthus hamrur*, *Lutjanus bengalensis*, *L. kasmira*, *Chaetodon kleinii*, *Heniochus diphreutes*, *Mulloidichthys vanicolensis*), sur toutes les valeurs enregistrées, l'enregistrement sur plaquette donne des valeurs supérieures à celles de la vidéo (Table 2). Ce fait a déjà été confirmé par certains auteurs qui recommandent d'utiliser la méthode sur plaquette pour estimer l'abondance des poissons (Bohnsack, 1996 ; Bortone *et al.*, 1991). Lorsque l'abondance moyenne annuelle par espèce est considérée, les différences entre les deux méthodes sont faibles, à l'exception de très fortes

abondances (*Priacanthus hamrur*, Table 4). Cependant, la relation linéaire obtenue pour les deux méthodes de recensement visuel permet de calculer un indice d'abondance visuelle qui permet d'utiliser indifféremment une des deux méthodes et d'obtenir par le modèle, l'abondance par l'autre méthode. Cet indice permet par exemple d'obtenir l'abondance par méthode directe d'une des six espèces même si seule la méthode vidéo a pu être mise en œuvre. Cette méthode permet donc d'avoir des estimations d'abondance cohérentes au cours du temps quelle que soit la méthode utilisée. Même si cette relation n'a été démontrée que pour six espèces, ces espèces ont l'avantage d'être permanentes et du fait de leur comportement agrégatif, ce sont aussi les plus abondantes sur les structures artificielles (à l'exception de *Chaetodon kleinii*). Par ailleurs, dans les bancs mobiles plurispécifiques, avec des individus aux formes similaires, comme *Lutjanus kasmira* et *L. bengalensis*, notre étude montre des résultats similaires par les deux méthodes. Pourtant, des espèces de formes et de couleurs similaires (i.e., genre *Haemulon*) sont citées comme responsables des différences de densité enregistrées par des méthodes vidéo et sur plaquette (Bortone *et al.*, 1991). Dans cette dernière étude, le suivi a été réalisé en utilisant la méthode des points fixes, sans doute moins adaptée que les transects pour différencier ces espèces. Sur les récifs artificiels, les transects à largeur fixe peuvent être recommandés pour des suivis conduits pendant un temps et sur une surface donnée comprenant des modules alignés (Bortone *et al.*, 2000), comme c'est le cas dans notre étude. Cependant, l'influence du comportement du poisson sur les évaluations d'abondance obtenues par vidéo est réelle, spécialement pour les espèces fuyantes et pour les espèces peu abondantes et farouches. La caractérisation de la diversité du peuplement ichthyologique peut être biaisée par la technique utilisée. Dans notre cas, l'indice de diversité de Shannon est significativement différent entre les deux méthodes ($Z W = -4,54^{**}$).

2.5.3. Analyse coût-bénéfice de la méthode

En prenant en compte le fait que la plongée scientifique conventionnelle est chère et que le plongeur en bouteille est soumis à des règles strictes qui lui imposent un temps de plongée limité en fonction de la profondeur, il est extrêmement important de développer des techniques pour des évaluations *in situ* qui permettent de récolter la plus grande quantité d'information en un temps limité (Bortone *et al.*, 2000). Le temps de plongée étant un facteur limitant au delà d'une profondeur de 10 m, une analyse coût/bénéfice des méthode d'enregistrement sur vidéo et sur plaquette a été menée en fonction de ce facteur (Table 6). La comparaison du temps entre les deux techniques montre que, pour l'étude qualitative, le temps d'échantillonnage est similaire, mais comme vu précédemment, les recensements visuels directs sur plaquette donnent de meilleurs résultats. Pour l'étude quantitative, le temps passé sur chaque transect (3 x 24 m) est d'environ 5 minutes par recensement visuel direct sur plaquette et 1,25 minutes pour un recensement vidéo. Plusieurs méthodes peuvent être combinées afin d'obtenir une meilleure compréhension de la dynamique agrégative des peuplements de poissons (Bortone *et al.*, 1991 ; Francour *et al.*, 1999). De plus, les méthodes qui permettent d'acquérir la plus grande quantité d'information en un minimum de temps seraient les plus efficaces (Bortone *et al.*, 1989, 2000). Dans notre cas, la méthode directe sur plaquette semble la technique la plus précise pour déterminer le nombre total d'espèces (durée d'échantillonnage = 5 minutes) et l'abondance des espèces de plus faible densité, cryptiques, fuyantes, difficiles à distinguer sur les cordages ou qui offrent un faible contraste sur le sable noir. Pour échantillonner ces espèces de faible abondance, 5 minutes sont nécessaires à un ichtyologiste utilisant une plaquette. Pour l'estimation des espèces permanentes présentes en grande quantité, spécialement celles qui tendent à former des bancs, la vidéo permet de gagner du temps, notamment pendant les recrutements (temps d'échantillonnage = 5 minutes). Combinant les avantages des méthodes vidéo et sur plaquette, l'échantillonnage pourra durer 15 minutes ce qui représente un gain de 10 minutes (40%) par rapport à un suivi n'utilisant que la méthode sur plaquette (Table 6).

63. Tableau 6 : durée de plongée par type d'étude et par technique

	Enregistrement sur plaquette	Enregistrement vidéo	Enregistrement sur plaquette + Enregistrement vidéo
Etude qualitative	5 minutes	5 minutes	5 minutes (plaquette)
Etude quantitative	20 minutes	5 minutes	10 minutes (plaquette + vidéo)
Durée totale	25 minutes	10 minutes	15 minutes

La méthode vidéo réduisant le temps passé sous l'eau, permet de réaliser plus de suivis. Pendant le recensement par méthode directe *in situ* sur plaquette, la durée entre l'observation et sa transcription par écrit augmente la probabilité d'erreur car un temps non négligeable est passé à regarder la plaquette plutôt que les populations de poissons (Bortone *et al.*, 1991). Comme l'ont suggéré certains auteurs (Green & Alevizon 1989 ; Bortone *et al.*, 1991), les techniques de recensement à l'aide d'enregistrements sonores sont plus efficaces et permettent d'obtenir de meilleurs résultats par rapport aux enregistrements sur plaquette, mais elles nécessitent des technologies sophistiquées, spécialement si les expériences sont menées *in situ*. Contrairement aux milieux contrôlés (Green & Alevizon, 1989), les méthodes développées *in situ* doivent être faciles à mettre en œuvre dans des conditions naturelles. Même si un enregistreur sonore est sûrement l'outil le mieux adapté pour des estimations d'abondance de poissons (Green & Alevizon, 1989), il n'a pas été choisi en raison des problèmes de communication entre le bateau et le plongeur aux profondeurs considérées (15 m). Greene & Alevizon (1989) ont aussi démontré que dans un aquarium, il n'y avait pas de différence apparente dans les résultats obtenus par les méthodes vidéo et sur plaquette. Mais dans notre cas, l'étude a été réalisée pour des magnitudes d'abondance moyenne allant de 1 à 311 individus pour 44 espèces ichthyologiques récifales et, dans le cas d'abondance élevée, la technique vidéo est d'un réel intérêt notamment pour le suivi post-mortalité lors de recrutement massif (Tessier & Chabanet, 2004). De plus, le recensement vidéo permet un enregistrement rapide de nombreuses données et les cassettes représentent un enregistrement permanent qui peut être réexaminé pour vérifier les observations. Le désavantage de ce système et que les données doivent être transcrites à partir du film. La durée de cette transcription est en général supérieure au temps d'enregistrement *in situ*, et cette durée étant supérieure pour la vidéo que pour le recensement par observation directe sur plaquette (Francour *et al.*, 1999). De plus, le champ de vision limité des caméras vidéo peut empêcher une identification précise des espèces. Cependant, la résolution des caméras augmente actuellement grâce à l'imagerie digitale, ce qui est particulièrement utile dans les eaux troubles ou faiblement éclairées, la visibilité étant un des principaux facteurs limitant l'efficacité des techniques d'observations visuelles (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Bortone *et al.*, 1986 ; Bortone et Mille, 1999).

2.6. CONCLUSION

Les méthodes de recensement des populations et peuplements ichthyologiques sont conditionnées par les objectifs et les moyens techniques attribués à l'étude. De plus, les méthodes spécifiques employées définissent souvent la limite des données (Bortone *et al.*, 2000). La collecte de données de base (e.g. nombre d'individus par espèce) en utilisant des recensements visuels *in situ* est essentielle pour comparer les structures des récifs artificiels et suivre les processus de colonisation dans le temps et l'espace. Les observations humaines visuelles sont indispensables pour évaluer les peuplements de poissons *in situ*, la capacité humaine de vision stéréoscopique est irremplaçable pour évaluer et enregistrer un maximum d'informations contenues dans l'environnement. Mais l'échantillonnage par observation visuelle en plongée est également restreinte par la capacité humaine d'intercepter un nombre limité de signaux visuels et les contraintes physiologiques qu'imposent la plongée en bouteille. Dans le débat agrégation *versus* production sur les récifs artificiels (Jensen, 1997 ; Pickering & Whitmarsh, 1997), les variations dans les taux post-mortalité des recrues, qu'ils soient denso-dépendents ou denso-indépendents, est probablement de première importance dans toute étude sur la structure et la dynamique des populations de poissons (Sale, 1991a). Pour suivre les populations de poissons juste après un recrutement massif, la précision des données est fondamentale pour estimer les taux de mortalité des recrues et, dans ce cas, l'utilisation du recensement par vidéo est d'un intérêt certain. Comme nous l'avons suggéré avant, plusieurs méthodes peuvent être utilisées simultanément pour obtenir une meilleure compréhension de la dynamique d'agrégations de poissons. Dans notre étude, le recensement sur plaquette est la technique la plus précise pour déterminer la diversité spécifique du peuplement, en particulier pour les espèces difficiles à détecter par vidéo en raison de leur comportement. Néanmoins, la technique vidéo peut être très utile dans certaines conditions (ex. recrutement massif et fortes abondances) et durant les suivis réguliers des espèces clés (ex. permanentes, abondantes et ciblées par les pêcheries) où la présence d'un ichthyologiste ne devient plus obligatoire. Dans ce cas, nous recommandons d'utiliser un indice visuel d'abondance qui permettra de corriger la sous-estimation obtenue par vidéo par rapport à la transcription sur plaquette. De plus, le recensement par vidéo permet d'acquérir plus de données dans l'espace et le temps par rapport au recensement sur plaquette, presque sans contrainte si ce n'est celle de l'analyse d'images qui pourrait être automatisée dans le futur.

3. UTILISATION DE LA VIDEO POUR ESTIMER L'ABONDANCE DE POST- LARVES DE POISSONS APRES DES INSTALLATIONS MASSIVES SUR LES RECIFS ARTIFICIELS

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication (annexe 5) :

Tessier E. & Chabanet P., 2005. Using video for estimating fish post larvae abundance after mass installation on artificial reefs. *Proc. 10th International Coral Reef Symposium*, Japon (sous presse).

3.1. RESUME

Des récifs artificiels ont été installés à l'île de La Réunion (sud-ouest de l'Océan Indien) afin d'attirer des petits poissons pélagiques et des poissons démersaux coralliens. De fortes abondances, spécialement après des installations massives, ont été observées, nécessitant la mise en œuvre d'une méthode adaptée pour évaluer l'abondance des populations. Une expérimentation *in situ* a été menée suite à deux épisodes d'installations massives (*Gnathodentex aureolineatus* et *Priacanthus hamrur*) afin de comparer des comptages visuels directs et l'utilisation de la vidéo. Nos résultats montrent que les densités enregistrées sont significativement plus élevées par vidéo que par les comptages visuels directs, spécialement juste après l'installation des recrues (>10 000 individus). En revanche, pour des abondances n'excédant pas 1000 individus, les comptages visuels et vidéo donnent des estimations similaires. Le calcul des taux de mortalité post-installation des juvéniles est donc influencé par la méthode d'échantillonnage, la vidéo donnant un taux de mortalité plus fort par rapport aux observations directes en plongée qui sous-estiment les abondances au moment de l'installation. Une estimation du taux de mortalité post-installation la plus fiable possible est essentielle pour tester la pertinence des récifs artificiels (« production vs agrégation »). Dans le cas d'installation massive sur des récifs artificiels, où les estimations visuelles en plongée sont limitées par les capacités humaines à percevoir un nombre très élevés de signaux visuels en même temps, l'utilisation de la vidéo montre un réel intérêt.

Mots clés : installation de poissons, enregistrement vidéo, comptages visuels, taux de mortalité post-installation, *Gnathodentex aureolineatus*, *Priacanthus hamrur*

3.2. INTRODUCTION

Autour des récifs artificiels, les densités de poissons sont souvent supérieures à celles observées dans les zones naturelles voisines, atteignant plusieurs dizaines d'individus par m² (Pickering & Whitmarsh 1997; Wantiez & Thollot 2000). À La Réunion (sud-ouest de l'Océan Indien), des récifs artificiels côtiers installés par les pêcheurs locaux attirent aussi bien des petits poissons pélagiques que des poissons coralliens démersaux dont la densité peut-être très élevée, spécialement juste après l'installation. En raison de ces densités élevées, il a fallu trouver une méthode de suivi appropriée pour évaluer l'abondance de telles agrégations. Comme les estimations d'abondance sont longues et, en cas de fortes densités, difficiles à mener par méthode d'observations visuelles directes en plongée, nous avons testé l'utilisation de la vidéo pour améliorer ces estimations. L'approche méthodologique d'utilisation d'enregistrements vidéo a été testée précédemment sur les populations de poissons installées sur les récifs artificiels à La Réunion (Tessier *et al.*, 2005). Des phases d'installation massive de *Gnathodentex aureolineatus* (Lacepède, 1802) et *Priacanthus hamrur* (Forsskål, 1775) nous ont donné l'opportunité de tester cette méthode sur des fortes densités en comparant les observations directes en plongée avec la vidéo. Cette comparaison a été menée afin

de calculer des taux de mortalité post-installation des poissons coralliens les plus fiables possibles, et ainsi d'acquérir une meilleure connaissance sur la structure et la dynamique des populations en place autour des récifs artificiels.

3.3. MATERIELS ET METHODES

Sur chaque récif artificiel étudié en Baie de Saint-Paul, une trame de cordage a été installée sur le fond pour délimiter 4 transects de largeur fixe (24 m long x 3 m de large chacun) de façon à obtenir une surface connue pour l'analyse des enregistrements vidéo (cf. Figure 16). Le plongeur suit le parcours matérialisé par les différents transects, en utilisant successivement la méthode visuelle directe et la méthode vidéo. Pour les comptages visuels directs, lorsqu'un groupe de plus de 50 individus est observé, le plongeur utilise des groupes de 20 individus qu'il visualise et il multiplie ce groupe jusqu'à obtenir la population entière. Pour le comptage à l'aide de la vidéo, un protocole utilisant l'analyse d'images obtenues à partir d'enregistrements vidéo a été utilisé (Tessier *et al.*, 2005).

Chaque transect (24 m x 3 m) a été divisé en 8 carrés (3 x 3 m chacun) correspondant au champs de vision de la caméra, ce qui fait au total 32 carrés ou unités de surface pour une trame incluant 4 transects. Le caméraman suit chaque transect à une hauteur de 3 m. L'enregistrement vidéo est effectué en mode « progressive-scan ». La cassette est ensuite analysée sur un large écran à l'aide d'un logiciel standard de traitement d'image utilisant la trame en cordage comme point de repère. Comme il n'y a pas de différence significative de densité par unité de surface (3 m x 3 m) durant 5 secondes consécutives, à une vitesse de nage de $0,3 \text{ m s}^{-1}$, la cassette est stoppée toutes les 5 secondes et les poissons comptés (Tessier *et al.*, 2005). Le nombre total d'individus est calculé à partir de la densité moyenne par unité de surface, qui est multipliée par la surface totale du banc.

L'étude a été menée pendant deux phases de recrutement massif qui se sont déroulées autour des récifs artificiels de La Réunion : en 2000 pour les *Gnathodentex aureolineatus* et en 2001 pour les *Priacanthus hamrur*.

Pour le traitement des données, deux classes d'abondance ont été distinguées à partir des images vidéo : la classe 1 correspond à des abondances $< 10\ 000$ individus, la classe 2 à des abondances $> 10\ 000$ individus. La corrélation entre les deux jeux de données (vidéo et visuel) a été

testée par le coefficient de corrélation de Pearson pour les deux classes d'abondance choisies. Ce coefficient évalue le degré de proportionnalité entre deux variables. Puis un test de Wilcoxon, test non-paramétrique pour variables appariées, basé sur le calcul des rangs des différences entre les deux jeux de données, a été effectué pour comparer les abondances moyennes obtenues par les deux techniques et pour les deux classes d'abondance choisies (Legendre & Legendre, 1998). Pour chaque période (intervalle de temps entre deux échantillonnages), un taux de mortalité journalier a été calculé comme suit :

$$TMJ = \frac{X1 - X2}{X2 \times N} \quad (\text{Taux de mortalité journalier}) \quad (1)$$

avec $X1$: abondance au début de la période, $X2$: abondance à la fin de la période et N : nombre de jours dans la période.

Les TMJ obtenus par vidéo et par comptages visuels directs ont été comparés avec le test de Wilcoxon.

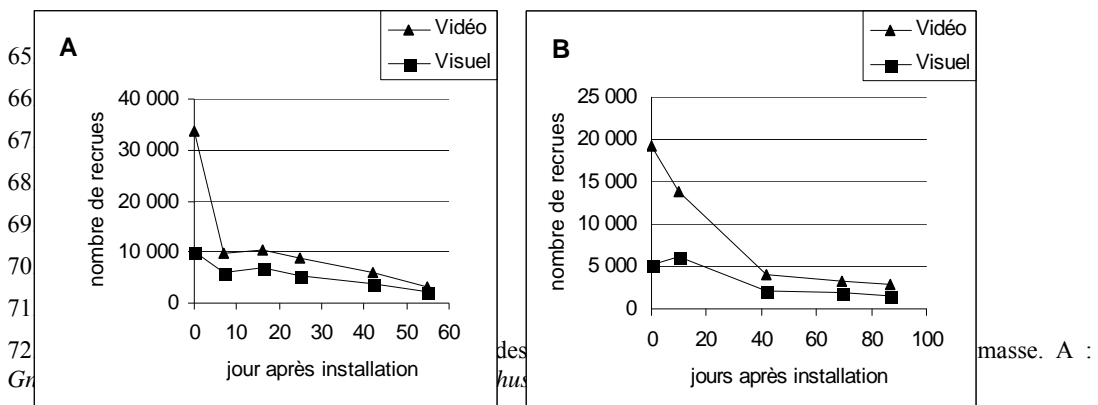
3.4. RESULTATS

Pour les deux phases d'installations massives (*Gnathodentex aureolineatus* et *Priacanthus hamrur*), les deux jeux de données (visuel et vidéo) sont fortement corrélés (r^2 Pearson = 0,91, $p < 0,01$). La corrélation est cependant significative pour les valeurs inférieures à 10 000 individus (Classe 1) (r^2 de Pearson = 0,99 ; $p < 0,05$), mais pas pour les valeurs supérieures à 10 000 individus (Classe 2) (r^2 de Pearson = 0,84, $p > 0,05$). Les différences entre les méthodes sont significatives pour les classes 1 et 2 ($Z=2,022$; $p=0,043$). Ces différences entre les méthodes sont spécialement marquées juste après l'installation lorsque les abondances sont très élevées (vidéo vs observations visuelles : 32 000 vs 10 000 individus pour *G. aureolineatus* et 18 000 vs. 5 000 individus pour *P. hamrur* respectivement, Tableau 7).

64. Tableau 7 : abondance et taux de mortalité estimés par vidéo et par recensement visuel direct en plongée, après 55 jours pour *Gnathodentex aurolineatus* (A), et après 87 jours pour *Priacanthus hamrur* (B)

Espèces	Classes d'abondance	Vidéo			Visuel	
		Nombre de jours après installation	Nombre de recrues estimé	Taux de mortalité journalier	Nombre de recrues estimé	Taux de mortalité journalier
A	>10000	0	33800		10000	
		7	10800	0,0972	6000	0,0571
		16	10400	0,0041	6000	0,0000
		25	8800	0,0171	5200	0,0148
		42	6000	0,0187	3800	0,0158
	>1000	55	3000	0,0385	2200	0,0324
B	>10000	0	19200		5100	
		10	13800	0,0281	6100	-0,0196
		42	4080	0,0220	2100	0,0205
		69	3200	0,0080	2000	0,0018
		87	2800	0,0069	1500	0,0139

Dans le cas des deux espèces étudiées, les abondances estimées sont significativement supérieures par vidéo que par comptage visuel direct ($Z=2,80, p<0,005$). Un taux de mortalité très important a été observé les premiers jours qui ont suivi l'installation (Figure 19).



Deux périodes sont clairement distinguées dans l'évolution des abondances au cours du temps. Durant la phase de 0 à 75 jours pour *Gnathodentex aurolineatus* et de 0 à 10 jours pour *Priacanthus*, le taux de mortalité est très élevé par rapport à la seconde phase, où ce taux diminue et se stabilise avec le temps. Pendant la première phase, des valeurs de densité deux à trois fois supérieures par vidéo que par comptage direct sont enregistrées, mais sans qu'un rapport stable

n'apparaissent entre les deux estimations (rapport vidéo/visuel : $2,59 \pm 0,93$). Entre 2 000 et 10 000 individus, les estimations sont également supérieures par vidéo, avec cette fois-ci un rapport vidéo/visuel stable (taux vidéo/visuel : $1,67 \pm 0,21$). Ces différences diminuent ensuite avec le nombre d'individus de la cohorte qui décroît avec le temps. Par contre, quelle que soit la période, le taux de mortalité des juvéniles est statistiquement différent en fonction des techniques, la vidéo montrant des taux de mortalité supérieurs par rapport à la technique d'observation visuelle directe ($Z=2,52; p=0,012$).

3.5. DISCUSSION ET CONCLUSION

Nos résultats montrent que les estimations de densités de recrues sont supérieures par vidéo que par recensement visuel direct en plongée. Les différences entre les deux méthodes apparaissent essentiellement pour des abondances $> 1\ 000$ individus. Dans ce cas, et du fait que les individus sont concentrés dans un faible volume (récif artificiel), les observations visuelles directes en plongée sont limitées par les capacités d'intégration de l'œil humain. Même si les méthodes d'estimation visuelles sont souvent utilisées pour estimer des densités de recrues sur des transects à largeur fixe (Francour & Le Direac'h, 1994; Letourneur *et al.*, 1998), elles ne sont pas nécessairement à recommander pour des études dont l'objectif est une estimation des taux de mortalité de recrues suivant des phases d'installation massives. Dans ce cas, les recensements par vidéo semblent plus appropriés. Cependant, durant l'analyse des cassettes vidéo à l'écran, les densités peuvent aussi être sous-estimées, les individus placés en arrière plan pouvant être cachés par ceux qui se trouvent au premier plan.

Incontestablement, la méthode vidéo présente des avantages par rapport aux observations visuelles directes en plongée. Elle réduit le temps passé sous l'eau et permet d'augmenter l'échantillonnage pour un temps donné. De plus, les cassettes vidéo représentent un enregistrement permanent qui peut être réexaminé au cours du temps pour vérifier une observation. Le désavantage principal de la méthode vidéo est que les données doivent être extraites à partir du film, et de ce fait, le temps passé pour analyser les données est plus long qu'un recensement direct en plongée. En revanche, les observations visuelles en plongée sont limitées en cas de fortes densités ; elles nécessitent alors l'utilisation de classes d'abondance (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Néanmoins, l'utilisation des classes d'abondance n'est pas pertinente pour suivre l'évolution de cohortes agrégées en un banc si le taux de mortalité doit être calculé de manière la plus précise possible. En effet, il devient difficile à travers leur utilisation de détecter des changements au cours du temps à

l'intérieur des populations lorsque les amplitudes de classes sont supérieures à 1 000 individus. L'intérêt de la vidéo est surtout marqué durant les premiers jours après l'installation. Durant cette période (>10 000 individus), les différences entre les estimations faites par vidéo ou méthodes d'observations visuelles sont importantes, les densités obtenues par vidéo étant beaucoup plus fortes, mais le rapport vidéo/visuel est variable. Ultérieurement, durant la deuxième phase d'installation (<10000 individus), les densités obtenues par vidéo sont toujours plus fortes, mais le rapport vidéo/visuel est stable (environ 1,67). Si la vidéo paraît essentielle pendant la première phase, la stabilité du taux de mortalité vidéo/visuel pendant la deuxième phase permettrait d'utiliser les deux techniques selon les conditions, mais en utilisant un indice de correction pour remédier à la sous ou à la surestimation en fonction de la technique utilisée (Tessier *et al.*, 2005).

Selon la technique utilisée, la mortalité post-installation est différente, la vidéo donnant des taux de mortalité supérieurs à ceux obtenus par comptage visuel direct (Table 7). Les dynamiques locales des populations de poissons coralliens sont influencées par les apports en larves planctoniques et par des facteurs biotiques et abiotiques régulant les populations après l'installation (e.g. Hixon & Webster, 2002 ; Osenberg *et al.*, 2002). Comme l'ont suggéré Shulman & Ogden (1987) sur *Haemulon flavolineatum* (Haemulidae), le renouvellement des populations adultes dépend des arrivées de larves et/ou des processus benthiques post-installation selon les taux de mortalité (m) observé entre l'installation des recrues (5-15 mm) et le stade «juvéniles» (60-120 mm). Dans notre cas, et en référence à ces auteurs, l'estimation du taux de mortalité post-installation par recensement visuel direct (<0,71) pourrait suggérer une influence plus forte de l'apport en larves, alors que le taux de mortalité estimé par vidéo (>0,85) pourrait suggérer l'impact prépondérant des processus post-installation sur la dynamique des populations.

De plus, une estimation du taux de mortalité post-installation la plus fiable possible est essentielle pour tester la pertinence des récifs artificiels dans une problématique « production vs agrégation ». Si les juvéniles de poissons s'installent sur un milieu artificiel nouvellement installé (récif artificiel) plutôt que sur un milieu naturel (récif corallien), ceci pourrait être considéré comme une redirection de l'installation. La production globale serait alors affectée ou non selon l'intensité de la denso-dépendance dans les différents milieux (Osenberg *et al.*, 2002). S'il existe une forte denso-dépendance entre l'intensité de l'installation et la mortalité après l'installation, la redirection pourrait permettre à un nombre de recrues plus important de survivre en milieu naturel. Inversement, s'il n'y a pas de denso-dépendance, cette redirection signifierait une perte de recrues en milieu naturel qui ne sera pas compensée par une meilleure survie. Il pourrait donc y avoir une survie finale inférieure à la situation avant installation, entraînant un déclin dans la production associée aux récifs naturels. De ce fait, pour évaluer la pertinence des récifs artificiels, la précision

des données est fondamentale pour estimer le niveau initial de l'installation et le taux de mortalité des recrues. Dans ce cas, l'utilisation de la vidéo présente un réel intérêt, tout particulièrement au moment de la colonisation qui fait suite à une phase d'installation massive, le taux de mortalité étant sous-estimé par la méthode d'observation visuelle directe en plongée.

4. ANALYSE COMPARATIVE DES PEUPEMENTS DE POISSONS DES RECIFS ARTIFICIELS ET DES RECIFS CORALLIENS

4.1. INTRODUCTION

Si les peuplements des récifs artificiels présentent les mêmes caractéristiques (composition spécifique, dynamique) que ceux des zones rocheuses proches, leur utilisation se justifie peu dans une optique de gestion des ressources exploitées. En effet, pour obtenir des résultats similaires aux zones naturelles, en terme de production halieutique, il faudrait aménager des surfaces similaires. Cette perspective semble peu crédible pour des raisons économiques (coût des aménagements). Ce qui importe, c'est de savoir ce qui caractérise les peuplements des récifs artificiels par rapport à ceux des zones naturelles proches, ainsi que les interactions qui lient les peuplements de deux biotopes (naturels, artificiels). C'est pourquoi, la caractérisation des peuplements de poissons des récifs artificiels se fait souvent par rapport aux zones rocheuses proches, que ce soit en milieu tempéré (Ambrose & Swarbrick, 1989 ; Ody & Harmelin, 1994) ou en milieu tropical (Bohnsack *et al.*, 1994 ; Rooker *et al.*, 1997 ; Wantiez & Thollot, 2000).

La similitude des peuplements de poissons des récifs artificiels avec ceux des zones naturelles de substrat dur sont souvent importantes (Bohnsack *et al.*, 1994 ; Rooker *et al.*, 1997 ; Jenkins & Wheatley, 1998), même si dans certains cas, des différences existent (Wantiez & Thollot, 2000 ; Rilov & Benayahu, 2000). Ces similitudes semblent dépendre essentiellement du contexte local d'implantation des récifs artificiels (distance entre récif artificiel et biotope naturel, architecture,...) et aucune règle générale ne semble émerger. J'ai donc cherché à caractériser, dans le contexte de la Réunion, les peuplements des récifs artificiels par rapport à ceux des zones naturelles proches en utilisant des indicateurs de diversité et leur évolution saisonnière.

À La Réunion, les zones sous-marines de la partie ouest de l'île sont caractérisées par deux biotopes : les zones rocheuses colonisées par des récifs coralliens et les zones sableuses. Les récifs coralliens sont les milieux les mieux étudiés sur lesquels ont été effectués les principaux travaux de recherche sur les peuplements de poissons récifaux (Letourneur, 1992 ; Chabanet, 1994 ; Durville, 2002 ; Pothin, 2005). Bien que les récifs artificiels soient installés dans des zones sableuses, nous n'avons pas échantillonné systématiquement cet habitat. En effet, ces zones sableuses sont caractérisées par des peuplements de poissons de très faible diversité spécifique, que ce soit de par le monde (Bohnsack *et al.*, 1994 ; Jenkins & Wheatley, 1998 ; Guidetti, 2000) ou à la Réunion (Bouchon & Bouchon-Navaro, 1981 ; Durville, 1995 ; Bigot *et al.*, 1998). Les seules espèces observées à la Réunion sont des espèces capables de s'enfouir (*Xyrichthys sp.*, *Torpedo sp.*) et des

espèces pélagiques très mobiles (Carangidés), difficilement accessibles aux méthodes visuelles (Tessier *et al.*, 2005).

Dans le cadre de ce travail, la zone rocheuse de référence est le Cap La Houssaye (CH), pointe rocheuse située à l'extrémité sud de la baie de Saint-Paul (Figure 14C) et la plus proche des récifs artificiels (1,5 et 3 km du récif centre et nord, respectivement). Elle a été colonisée par un récif corallien frangeant embryonnaire. Les transects ont été positionnés à une profondeur de 15 mètres, situés à la base de la pente externe de la structure récifale orientée vers la baie de Saint-Paul. Un troisième site artificiel a été suivi pour mettre en évidence, le rôle éventuel de l'architecture d'un autre type de structure artificielle sur les peuplements ichtyologiques. Ce troisième récif est une barge métallique (appelée Tonne) immergée au centre de la baie dans les années 1990 (Figure 14C).

4.2. RESULTATS

4.2.1. Nombre de relevés par site et par période

Les relevés ont été effectués d'avril 2002 à mars 2003 et ont été séparés en deux saisons (Tableau 8).

73.

74. Tableau 8 : nombre de relevés par biotope et par saison (RC : Récif centre ; RN : Récif Nord ; CH : Cap La Houssaye ; T : Tonne).

Zone	RC	RN	CH	T	TOTAL
Été	8	8	7	7	38
Hiver	6	3	6	6	27
TOTAL	14	11	13	13	65

Les données des deux récifs artificiels (RC, RN) ont été regroupées dans la suite des analyses.

4.2.2. Espèces communes entre les sites

73 espèces ont été observées au Cap La Houssaye, 79 sur les récifs artificiels (respectivement 73 et 58 sur les récifs Centre et Nord) et 56 sur la Tonne. Seules 19 espèces sont communes aux trois zones, ce qui montre une réelle disparité dans les peuplements des trois milieux étudiés (Tableau 9). Les récifs artificiels ont des peuplements intermédiaires entre ceux de la Tonne et du Cap La Houssaye, partageant avec ces deux zones un nombre similaire d'espèces communes (25 avec le Cap La Houssaye, 22 avec la Tonne). La Tonne et le Cap La Houssaye n'ont que 9 espèces communes. Enfin le Cap La Houssaye comporte le plus grand nombre d'espèces propres (20 sp), devant les récifs artificiels (13 sp) et la Tonne (6 sp).

75. Tableau 9 : nombre et % d'espèces (sp) spécifiques à une zone, à deux zones et à trois zones (RA : Récif artificiel, CH : Cap La Houssaye, T : Tonne).

nombre de zones	Zones	Espèces spécifiques	
		Nombre sp	% sp
3	RA, CH, T	19	16,7
2	RA, CH	25	21,9
	RA, T	22	19,3
	CH, T	9	7,9
	<i>Total</i>	56	59,1
1	RA	13	11,4
	CH	20	17,5
	T	6	5,3

<i>Total</i>	39	34,2
<i>Total espèces</i>	114	100

4.2.3. Comparaison des indices globaux

Les principaux résultats sont mentionnés dans le tableau 10 et sur la figure 20.

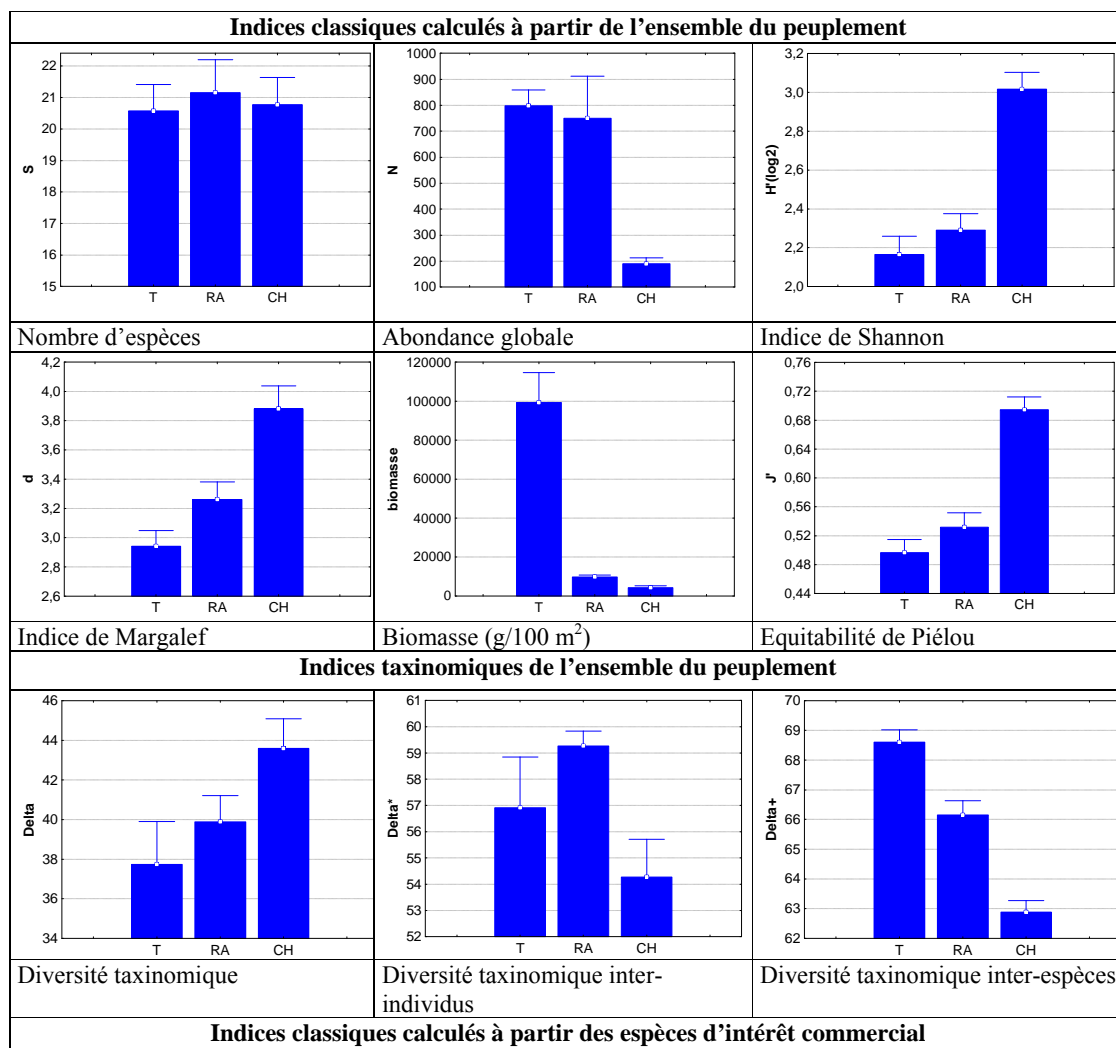
76. Tableau 10 : Groupes homogènes ($p < 1\%$) de zones d'études (RA : récifs artificiels, CH : Cap La Houssaye, T : Tonne) déterminés par le test de Kruskal-Wallis à partir d'indices synthétiques classiques et d'indices taxinomiques calculés sur l'ensemble des peuplements et à partir des espèces d'intérêt commercial

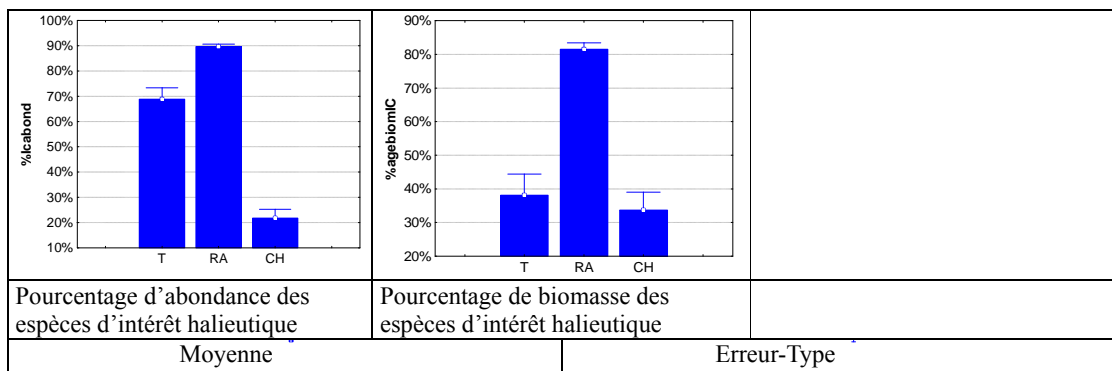
Indices	Groupes homogènes
INDICES CLASSIQUES CALCULES A PARTIR DE L'ENSEMBLE DU PEUPELEMENT	
S (nombre d'espèces)	RA = T = CH
N (Abondance/100 m ²)	CH < T < RA
Biomasse (B)	CH < RA < T
d (Indice de margalef)	T = RA < CH
H' ₂ (Indice de Shannon)	T = RA < CH
J' (Equitabilité de Piélou)	T = RA < CH
INDICES TAXINOMIQUES DE L'ENSEMBLE DU PEUPELEMENT	
Δ (Diversité taxinomique)	T = RA = CH
Δ^* (Diversité taxinomique inter-individus)	CH < T = RA
Δ^+ (Diversité taxinomique inter-espèces)	CH < RA < T
<i>Indices classiques calculés à partir des espèces d'intérêt commercial</i>	
Abondance	CH < RA = T
% d'abondance des espèces d'intérêt commercial	CH < T < RA
Biomasse	CH < RA < T
% de biomasse des espèces d'intérêt commercial	T = CH < RA

L'abondance moyenne est significativement plus élevée sur les structures artificielles (RA + T) que dans les récifs coralliens. La proportion d'espèces commerciales (sans les espèces pélagiques) est élevée sur les récifs artificiels (plus de 85%) et faible sur la zone corallienne (22%).

Si le nombre d'espèces ne diffère pas entre les différentes zones, l'indice de Shannon et l'équitabilité sont significativement plus élevés dans la zone corallienne que sur les structures artificielles, traduisant ainsi une meilleure répartition de l'ensemble des individus entre les

différentes espèces. À l'inverse, la forte abondance observée sur les récifs artificiels et les faibles indices de diversité sont caractéristiques de peuplements où seules quelques espèces dominent.





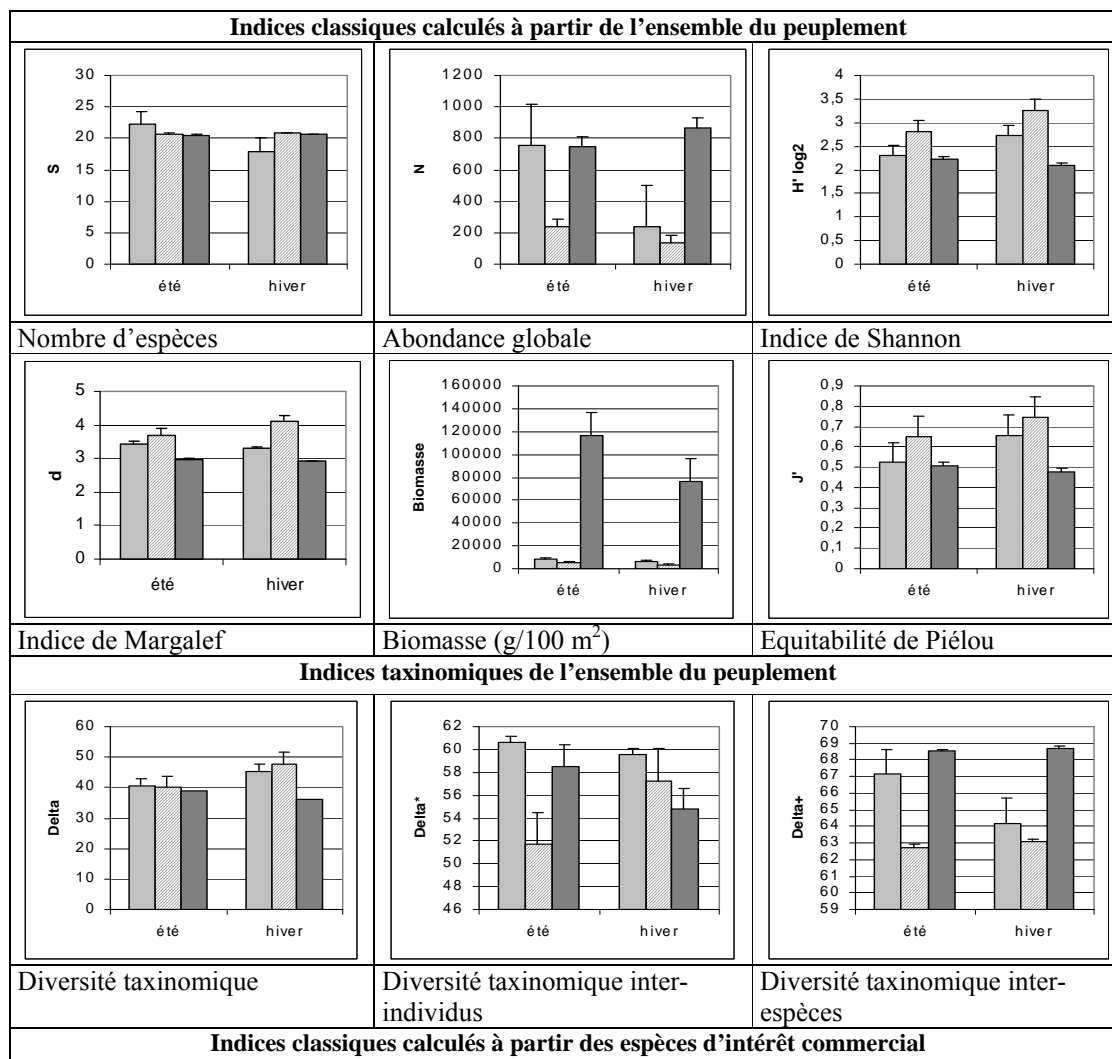
77. Figure 20 : Synthèse des valeurs des indices classiques, des indices taxinomiques et des indices calculés à partir des espèces d'intérêt commercial par zone d'étude (RA : Récifs Artificiels ; CH : Cap La Houssaye ; T : Tonne).

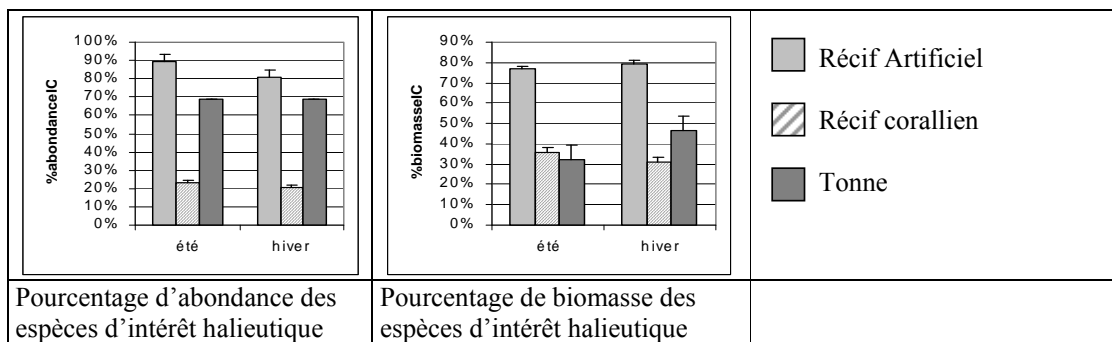
Si l'indice Δ (Diversité taxinomique) ne met pas en évidence de différence entre les trois sites, Δ^* (Diversité taxinomique inter individus) oppose la zone corallienne aux structures artificielles, comme l'indice de Shannon. L'indice Δ^+ (Diversité taxinomique inter espèces) oppose aussi les deux milieux malgré un nombre identique d'espèces. Cet indice, calculé sur des matrices de présence absence, représente la distance taxinomique moyenne entre deux individus du peuplement ramenée au nombre total d'espèces. Cet indice a été choisi pour différencier deux peuplements ayant le même nombre d'espèces, l'un ayant toutes les espèces regroupées dans un nombre restreint de hauts niveaux taxonomiques ; l'autre, les espèces plus disparates d'un point de vue taxonomique. Ainsi les faibles valeurs observées sur le site corallien du Cap La Houssaye traduisent la forte dominance de l'ordre des Perciformes, alors que dans les peuplements des structures artificielles (Tonne et Récifs Artificiels), les espèces sont réparties dans un nombre d'ordres plus importants (Perciformes, Beryciformes, Tetraodontiformes, Siluriformes).

Des biomasses importantes sont observées sur la Tonne (100 kg/100 m²) alors quelles sont beaucoup plus faibles dans les deux autres zones. Ces valeurs plus élevées se retrouvent pour la biomasse des espèces d'intérêt commercial. On peut aussi noter la proportion élevée de la biomasse des espèces d'intérêt commercial sur les récifs artificiels où elle dépasse 75% de la biomasse totale.

4.2.4. Variations saisonnières des indices

Après avoir comparé les indices des différents milieux, j'ai comparé l'évolution saisonnière des indices dans chaque milieu (figure 21).





78. Figure 21 : Synthèse par saison (été, hiver), des valeurs des indices classiques, des indices taxinomiques et des indices calculés à partir des espèces d'intérêt commercial par zone d'étude.

Ces évolutions saisonnières font apparaître les éléments suivants :

- La biomasse augmente significativement sur la tonne (T) en été,
- La densité des espèces commerciales augmente sur les récifs artificiels (RA) en été,
- Le nombre d'espèces, l'abondance et l'indice de Margaleff augmentent sur les récifs artificiels en été,
- L'abondance augmente sur le récif corallien en été
- Les indices de Margaleff et Shannon ainsi que la diversité taxinomique et la diversité taxinomique inter individus diminuent sur le Cap La Houssaye en été
- L'équitabilité diminue sur les Récifs Artificiels et le Cap La Houssaye en été
- La diversité taxinomique inter individus et la diversité taxinomique inter espèces augmentent sur les Récifs Artificiels en été.

La saisonnalité des indices est variable en fonction des sites. Alors que les peuplements de la Tonne (T) montrent une grande stabilité entre l'hiver et l'été, les peuplements des Récifs Artificiels et du Cap La Houssaye subissent des variations importantes qui se répercutent essentiellement sur l'abondance globale et le nombre d'espèces, alors que la biomasse n'évolue pas significativement. Sur la Tonne, la seule évolution observée est l'augmentation de biomasse en été.

Cette augmentation sensible de l'abondance est aussi observée sur les récifs artificiels. Sur ce site, à l'exception des biomasses et de l'indice de Shannon, tous les indices sont en augmentation pendant l'été.

Cependant, on peut noter l'évolution inverse des indices taxinomiques sur les deux sites. Sur les récifs coralliens, l'abondance élevée en été est associée à une dominance plus forte de quelques espèces qui induisent une baisse des indices de diversité. L'évolution contraire observée sur les récifs artificiels vient de l'augmentation simultanée du nombre d'espèces et de la densité.

L'analyse des variations saisonnières des indices montre que les dynamiques de peuplements sont différentes entre la zone corallienne du Cap La Houssaye et celle des récifs artificiels et la Tonne.

4.2.5. Analyse des matrices stations / espèces

Elle a été réalisée sur une matrice de 65 relevés et de 114 espèces utilisée pour le calcul des indices globaux (Tableau 8). Cette matrice a été triée pour ne retenir que les espèces ayant une occurrence supérieure à 25% dans au moins un des trois sites. La matrice finale comporte donc 65 relevés et 71 espèces.

La similarité des stations des récifs artificiels en terme de composition spécifique nous amène à traiter dans les étapes suivantes les deux récifs artificiels (Récif Centre et Récif Nord) sans les distinguer.

4.2.5.1. Présence / absence

Les trois premiers axes représentent environ 40% de l'inertie totale du nuage de points : 23,80% pour l'axe 1 ; 10,24% pour l'axe 2 et 6,30% pour l'axe 3.

Le plan (1,2) discrimine les relevés des trois sites (Fig. 22). Le premier groupe est composé par les relevés des récifs artificiels (RA), le deuxième groupe par les relevés de la Tonne (T), et le dernier groupe des relevés du récif corallien du Cap La Houssaye (RC).

Le premier axe sépare les relevés du Cap La Houssaye de ceux des autres sites, alors que le deuxième axe sépare les relevés de la Tonne de ceux des deux autres sites. Cette répartition des relevés est confirmée par l'analyse hiérarchique qui isole distinctement les relevés des trois sites (Fig. 23).

Les espèces associées au Cap La Houssaye sont des espèces inféodées aux récifs coralliens. On y trouve des brouteurs d'invertébrés sessiles (*Chaetodon lunula*, *Chaetodon guttatissimus*, *Chaetodon trifasciatus*, *Zanclus cornutus*), des herbivores (*Scarus sp.*, *Acanthurus nigrofuscus*)

ainsi que des zooplanctonophages (*Chromis* spp., *Pomacentrus caeruleus*, *Pseudanthias evansi*), des carnivores de fonds rocheux (*Cephalopholis spiloparaea*, *Sufflamen bursa*), des carnivores de fonds meubles (*Parupeneus trifasciatus*) et des omnivores de la famille des Pomacentridés (Fig. 24).

Parmi les espèces les plus représentatives des récifs artificiels, on retrouve des espèces caractéristiques de fonds meubles (essentiellement Mullidés, genres *Parupeneus*, *Mulloidichthys* et *Upeneus*), des espèces planctonophages (*Acanthurus Xanthopterus*, *Heniochus Diphreutes*, *Priacanthus hamrur*), des poissons papillons à régime alimentaire large (*Chaetodon blackburnii*) et des carnivores nocturnes (*Lutjanus kasmira* et *Lutjanus bengalensis*).

Enfin à la Tonne sont associées essentiellement quatre espèces, une espèce caractéristique des zones sableuses voire vaseuses (*Arothron immaculatus*), un chirurgien planctonophage (*Acanthurus mata*) et deux balistes (*Sufflamen fraenatus*, *Odonus niger*).

L'axe 3 oppose deux groupes de relevés pour chaque milieu (Figure 25). Pour la Tonne, il sépare les stations de février à octobre 02 de celles de novembre 02 à mars 03. Pour les récifs coralliens il sépare les stations de avril à juillet 2002 des autres stations (septembre 02 à mars 03). Enfin pour les récifs artificiels, il oppose les relevés de février à juin 02 à ceux de octobre 02 à mars 03. Les relevés de juin à août 02 sont proches de l'axe. Le premier groupe du début de l'année est représenté par des différentes espèces comme *Parupeneus rubescens*, *Parupeneus pleurostigma*, *Sargocentron diadema* et *Zebrasoma gemmatum*. A l'opposé sur cet axe, on retrouve des espèces plus classiques de ces milieux (*Arothron stellatus*, *Diodon liturosus*). Les premières stations sont représentatives d'une phase d'installation massive intervenue pendant l'été 2002, ce qui explique la diversité des espèces présentes. Inversement les autres stations sont représentatives d'une situation plus classique.

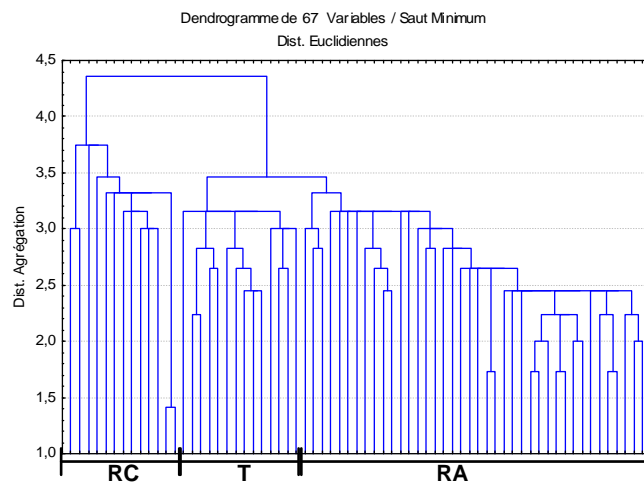
Le premier axe distingue la nature du milieu (naturel/artificiel), tandis que le deuxième axe tend à distinguer le type de récif (récifs artificiels/Tonne). Le troisième axe pourrait représenter la saisonnalité.

•

•



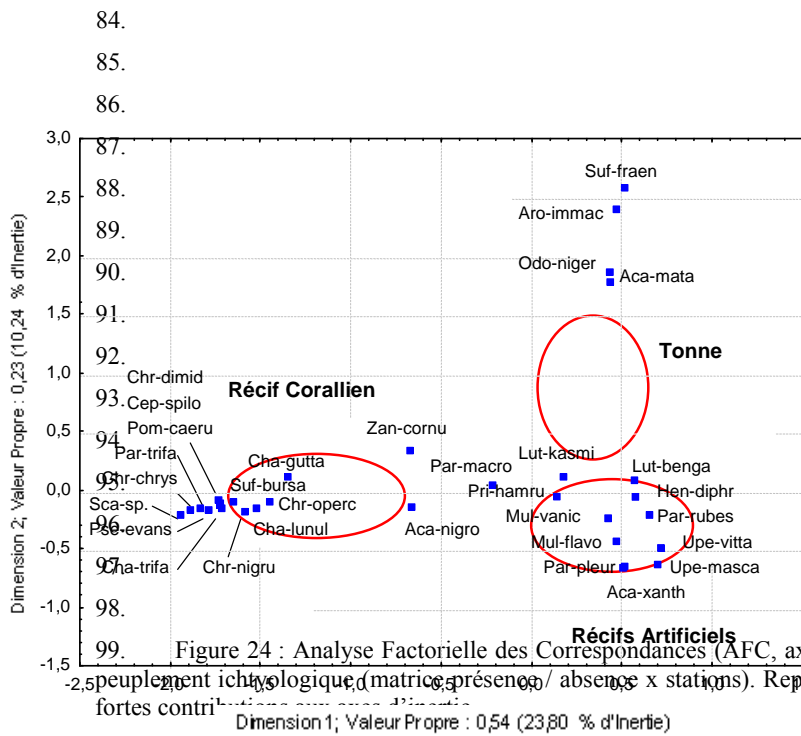
80. Figure 22 : Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, axes 1 et 2) réalisée sur les données des peuplements ichthyologiques (matrice présence/absence x stations) du Cap la Houssaye (Récif corallien), T : Tonne, RA : Récifs artificiels.



81.

82. Figure 23 : Dendrogramme des distances euclidiennes entre relevés suivant le regroupement par saut minimum. RA : Récifs artificiels ; RC : Récif corallien ; T : Tonne.

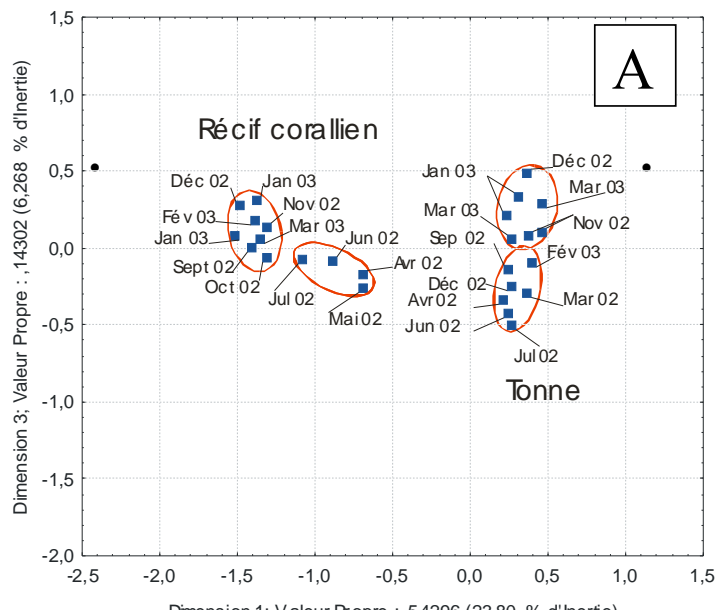
83.



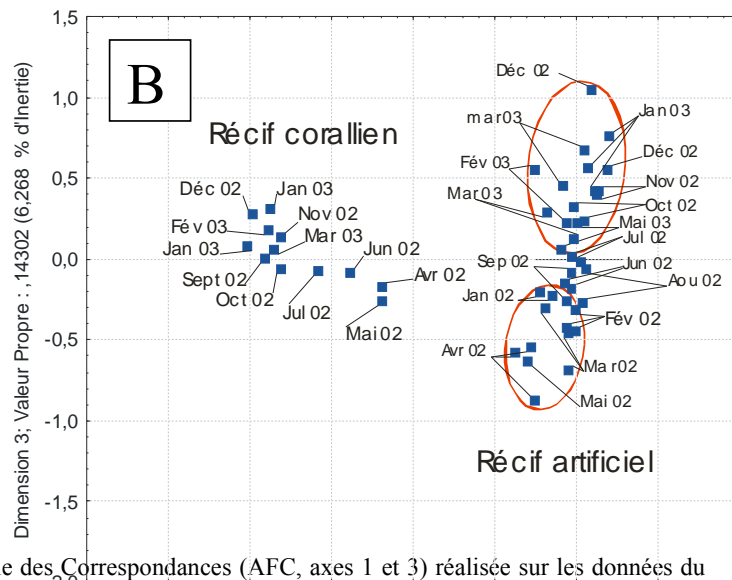
Espèce	Intitulé
Lutjanus bengalensis	Lut-ben.
Heniochus diphreutes	Hen-dip.
Chaetodon guttatissimus	Cha-gut.
Sufflamen bursa	Suf-bur.
Chromis dimidiata	Chr-dim.
Labroides bicolor	Lab-bic.
Pervagor janthinosoma	Per-jan.
Cephalopholis spiloparaea	Cep-spil.
Chaetodon trifasciatus	Cha-trif.
Pomacentrus caeruleus	Pom-cae.
Parupeneus trifasciatus	Par-trif.
Chromis chrysur	Chr-chr.
Pseudanthias evansi	Pse-eva.
Plectroglyphidodon lacrymatus	Ple-lac.
Chromis nigra	Chr-nig.
Acanthurus xanthopterus	Aca-xan.
Arothron immaculatus	Aro-imm.
Odonus niger	Odo-nig.
Acanthurus mata	Aca-mat.
Sufflamen chrysopterus	Suf-chr.
Dasocyllus trimaculatus	Das-tri.
Forcipiger flavissimus	For-fla.
Cantherhines fronticinctus	Can-fro.
Diodon lituosus	Dio-lit.
Upeneus mascareinensis	Upe-mas.
Parupeneus pleurostigma	Par-ple.
Parupeneus aberti	Par-aber.
Mulipichthys vanicliensis	Mul-fla.
Zabramis gemmatum	Zab-gem.
Varicla louti	Var-lou.
Acanthurus nigrofuscus	Aca-nig.
Sargocentron diadema	Sar-dia.

100.
101.
102.

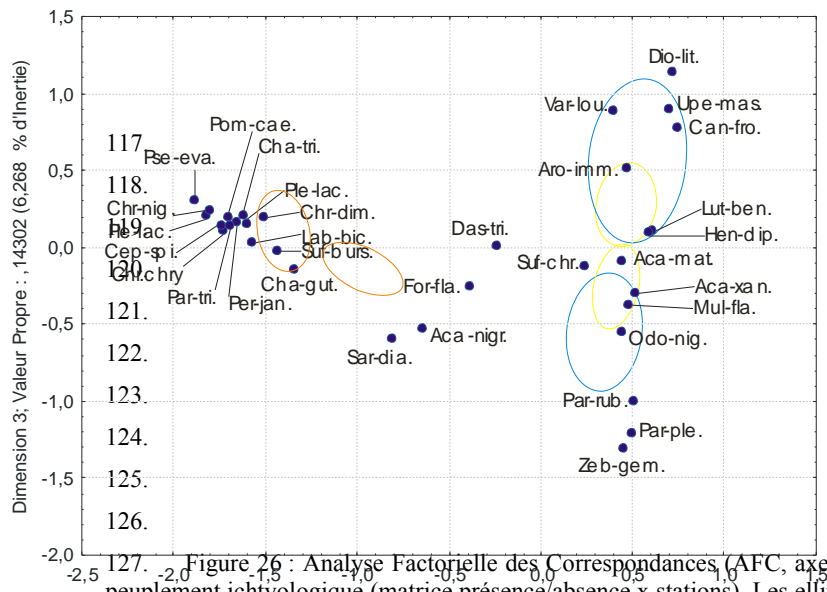
103.
104.



105.
106.
107.
108.
109.
110.
111.
112.
113.
114.
115.



116. Figure 25 : Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, axes 1 et 3) réalisée sur les données du peuplement ichthyologique (matrice présence-absence, 20 stations). RC : Cap la Houssaye, T : Tonne, RA : Récifs artificiels. A : représentation de relevés de la Tonne et du Récif corallien. B : représentation des relevés des récifs artificiels



Espèce	intitulé
Lutjanus bengalensis	Lut-ben.
Heniochus diphreutes	Hen-dip.
Chaetodon guttatissimus	Cha-gut.
Sufflamen bursa	Suf-bur.
Chromis dimidiata	Chr-dim.
Labroides bicolor	Lab-bic.
Pervagor janthinus	Per-jan.
Cephalopholis spiloparaea	Cep-spil.
Chaetodon trifasciatus	Cha-trif.
Pomacentrus caeruleus	Pom-cae.
Parupeneus trifasciatus	Par-trif.
Chromis chrysur	Chr-chr.
Pseudanthias evansi	Pse-eva.
Plectroglyphidodon lacrymatus	Ple-lac.
Chromis nigra	Chr-nig.
Acanthurus xanthopterus	Aca-xan.
Arothron immaculatus	Aro-imm.
Odonus niger	Odo-nig.
Acanthurus mata	Aca-mat.
Sufflamen chrysopterus	Suf-chr.
Dasycyllus trimaculatus	Das-tri.
Forcipiger flavissimus	For-fla.
Cantherhines fronticinctus	Can-fro.
Diodon liturosus	Dio-lit.
Upeneus mascareinensis	Upe-mas.
Parupeneus pleurostigma	Par-ple.
Parupeneus rubescens	Par-rub.
Multiplicichthys velox	Mul-fla.
Zebrafish	Zeb-gem.
Acanthurus nigrofasciatus	Aca-nig.
Sargocentron diadema	Sar-da.

Figure 26 : Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, axes 1 et 3) réalisée sur les données du peuplement ichtyologique (matrice présence/absence x stations). Les ellipses bleues représentent les relevés des récifs coralliens ; les ellipses jaunes représentent les relevés des récifs artificiels. Les ellipses oranges représentent les relevés de la Tonne.

4.2.5.2. Abondance par espèce

Les projections des stations sur les axes 1 à 3 sont présentées sur les Figures 27 et 28.

- Les trois premiers axes représentent 46,5% de l'inertie totale du nuage de points : 25,98 % pour l'axe 1, 13,00% pour l'axe 2 et 7,50 % pour l'axe 3.

Pour le Cap La Houssaye (CH), les espèces les plus représentatives sont des Pomacentridés (*Chromis chrysura*, *Chromis nigrura* et *Chromis opercularis*), un Serranidae (*Pseudanthias evansi*), et un Priacanthidae, *Priacanthus hamrur*. Alors que pour les 4 premières espèces on observe un pic d'abondance à partir d'octobre 2002, pour *P. hamrur*, la forte diminution d'abondance, voire la disparition de cette espèce est observée à la même période.

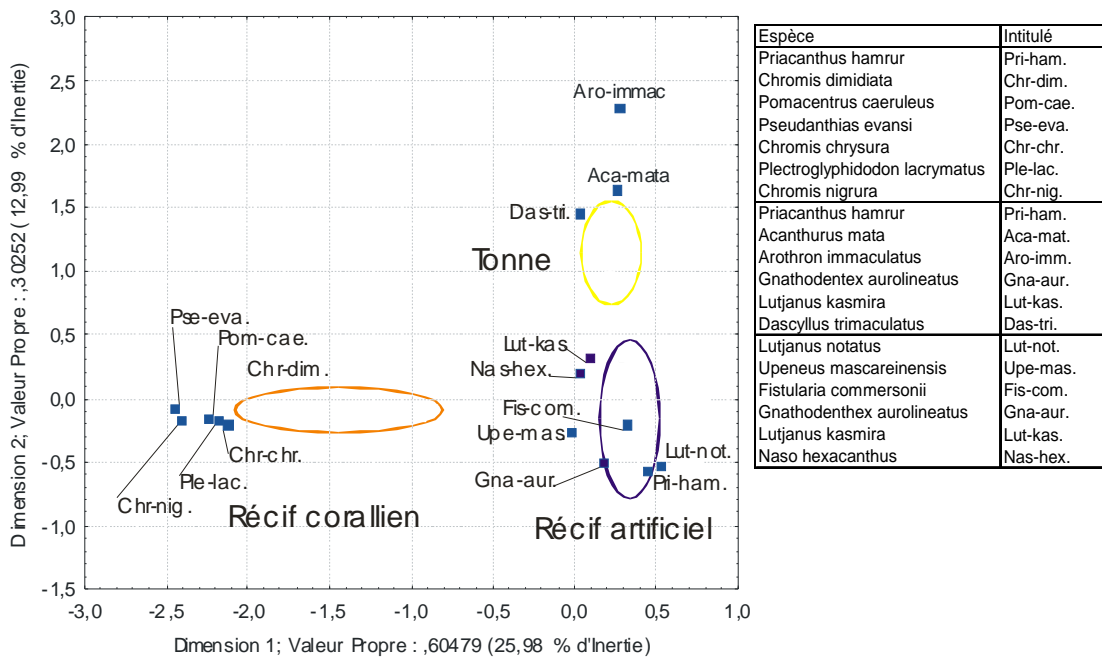
Les stations représentatives de l'axe 2 sont les stations de la Tonne de septembre 2002 à mars 2003. Les espèces caractéristiques sont *Dascyllus trimaculatus*, *Gnathodentex aurolineatus*, *Lutjanus bengalensis* et *Lutjanus kasmira*.

Sur l'axe 3 s'opposent les stations des récifs artificiels de novembre 2002 à janvier 2003 et les stations de la Tonne d'avril à juin 2002. Les espèces contribuant le plus à l'axe sont *Lutjanus notatus*, *Upeneus mascarensis*, *Lutjanus kasmira*, *Gnathodentex aurolineatus*, *Naso hexacanthus* et *Fistularia commersonii*.

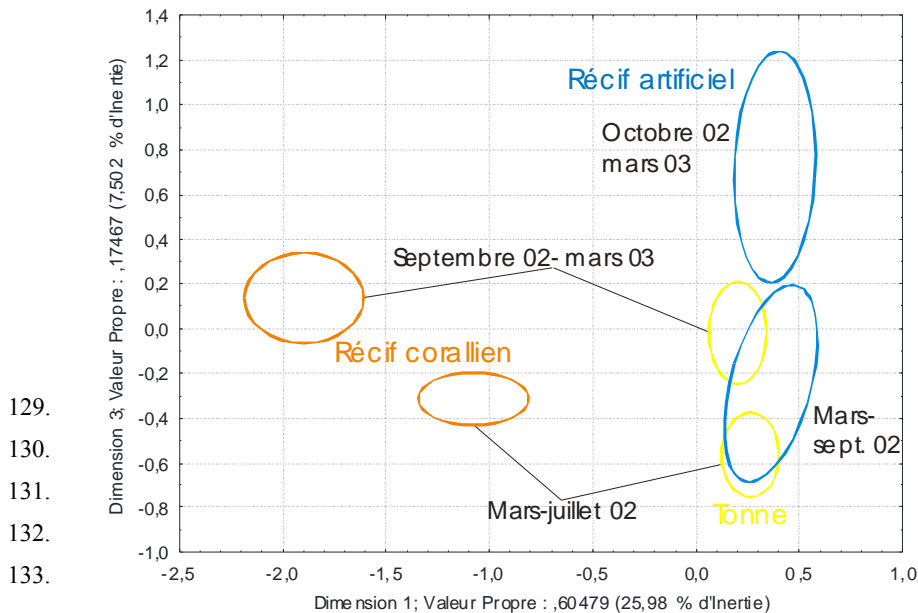
En terme d'abondance, les stations les plus remarquables des trois milieux sont les stations de fin d'année 2002 et du début d'année 2003.

La représentation dans le plan des axes 1 et 3 et 2 et 3 montre que l'axe 3 oppose pour chaque site des stations d'été et des stations d'hiver, confirmant les indications apportées par les matrices de présence-absence.

Si les tendances générales observées pour la présence absence se retrouvent, certaines espèces montrent de fortes fluctuations d'abondance. C'est le cas notamment des *Chromis* spp. et *Pseudanthias evansi* pour le récif corallien du Cap La Houssaye (CH), et des espèces *Fistularia commersonii*, *Gnathodentex aurolineatus*, *Priacanthus hamrur* et *Lujanus bengalensis* pour les récifs artificiels qui voient leur abondance fortement augmenter en été.



128. Figure 27 : AFC Abondance par espèce - Projection des groupes de relevés par site sur les axes 1 et 2. Projection des espèces ayant la plus forte contribution absolue aux axes.



129.
130.
131.
132.
133.

134.

135. Figure 28 : AFC Abondance par espèce - Projection des groupes de relevés sur les axes 1 et 3. Ellipses bleues relevés des récifs artificiels, ellipses jaunes, relevés de la Tonne, ellipses oranges relevés des récifs coralliens. Pour chaque groupe de relevés sont indiqués les mois extrêmes des relevés.

4.2.5.3. Biomasse par espèce

Les projections des stations sur les axes 1 à 3 sont présentées sur les Figures 29 et 30.

- Les trois premiers axes représentent 40,69% de l'inertie totale du nuage de points : 20,65 % pour l'axe 1, 13,51% pour l'axe 2 et 6,53 % pour l'axe 3.

Sur l'axe 1 (20,65%) s'opposent encore deux ensembles, l'un composé par le Cap la Houssaye (zone corallienne) et l'autre par les structures artificielles. On est en présence de deux groupes indépendants, dont les variations particulières ne sont pas régies par les mêmes phénomènes. Les espèces les plus représentatives de l'axe 1 sont des pomacentridés, *Chromis chrysur* et *Chromis dimidiata*. *Chromis nigrura*, en raison de sa faible biomasse ne contribue plus de façon significative à l'axe 1. En revanche, *Plectroglyphidodon lacrymatus*, *Scarus sp.*, *Zanclus cornutus* et *Zebrasoma scopas* espèces peu abondantes mais de plus grande taille deviennent prépondérantes.

L'axe 2 (13,51%) sépare les stations des récifs artificiels de celles de la tonne. Par contre les stations du Cap La Houssaye restent groupées. On trouve sur l'axe 2, les espèces *Acanthurus mata*, *Arothron immaculatus*, *Dascyllus trimaculatus*, *Diodon hystrix*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Priacanthus hamrur* et *Upeneus mascarensis*.

Sur l'axe 3 (6,53%) on retrouve les espèces associées à la Tonne, et notamment des Tetraodontidae et des Diodontidae (*Arothron stellatus*, *Arothron immaculatus*, *Diodon hystrix*) et les espèces *Upeneus vittatus*, *Epinephelus flavocaeruleus*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Priacanthus hamrur*.

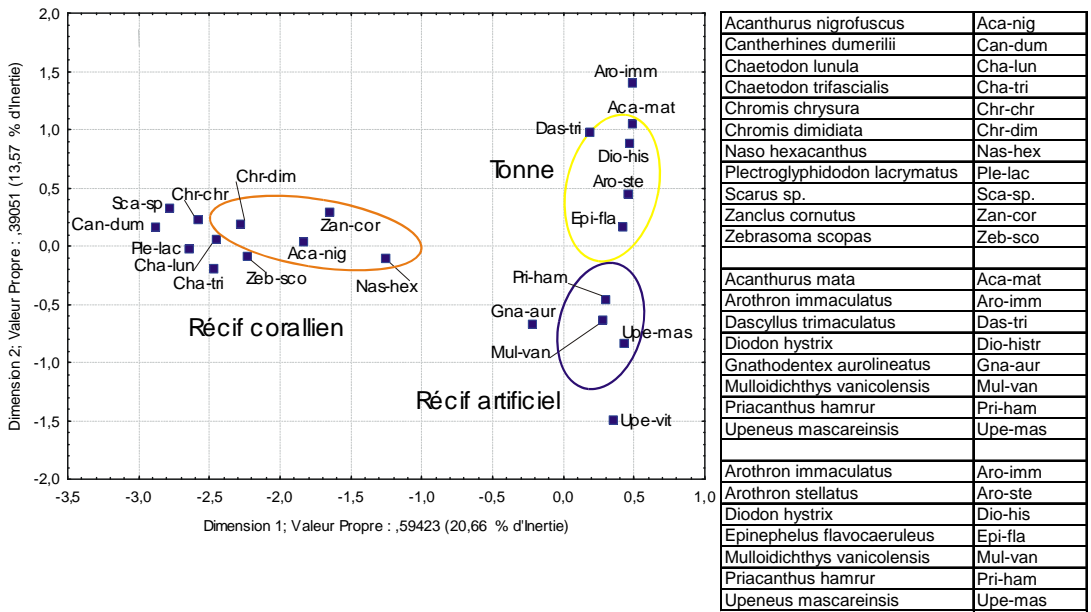
Contrairement à l'abondance, les Tetraodontidae et les Diodontidae, dont le poids individuel est important, contribuent fortement aux biomasses des peuplements des récifs artificiels et de la Tonne. De même *Epinephelus flavocaeruleus*, espèce de grande taille contribue à différencier les stations des récifs artificiels des autres stations.

•

•

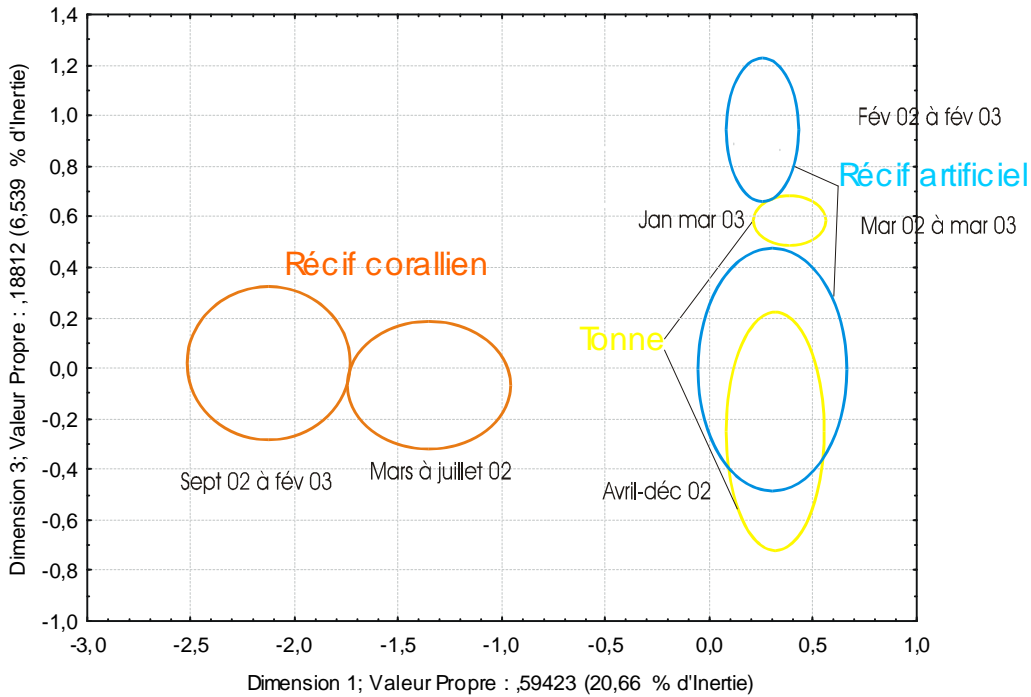
Inversement, d'autres espèces comme *Gnathodentes aurolineatus*, *Lutjanus kasmira*, *Lutjanus bengalensis* et *Lutjanus notatus* ainsi que *Fistularia commersonii* et *Naso hexacanthus* contribuent faiblement à la dispersion des données de biomasse.

Enfin *Mulloidichthys vanicolensis*, *Upeneus mascarensis* et *Priacanthus hamrur*, *Diodon hystrix* et *Arothron immaculatus* sont des espèces associées à la fois aux récifs artificiels et à la Tonne.



136.

137. Figure 29 : Biomasse par Espèce - Projection des espèces et des groupes de stations (récif corallien, Tonne, Récif artificiel) et sur les axes 1 et 2 .



138. Figure 30 : Biomasse par Espèce - Projection des groupes de stations (Récif corallien, Récif artificiel, Tonne) sur les axes 1 et 3. Pour chaque groupe sont indiquées les périodes extrêmes des relevés qui le composent.

L'analyse factorielle des correspondances mise en œuvre sur les données de présence-absence, d'abondance et de biomasse fait apparaître les points suivants :

Quel que soit le paramètre retenu les peuplements de poissons des trois sites se distinguent fortement tout au long de l'année :

- L'axe 1 distingue les structures artificielles (récifs artificiels et Tonne) du récif corallien du Cap La Houssaye ;
- L'axe 2 oppose les peuplements des récifs artificiels et de la Tonne ;
- La zone corallienne du Cap la Houssaye se caractérise par des peuplements diversifiés et composés de familles caractéristiques des milieux coralliens (Labridae, Scaridae, Pomacentridae), familles absentes des autres sites ;
- Les récifs artificiels et la Tonne ont chacun des peuplements caractéristiques, mais plus proches entre eux que ceux du Cap La Houssaye. Les familles qui caractérisent ces milieux sont essentiellement des Mullidae, des Tetraodontidae, et des Priacanthidae ;
- Les données d'abondance opposent sur l'axe 3 et pour chaque site, les stations d'hiver et celles d'été ;
- L'analyse croisée des biomasses et des abondances montre que certaines espèces sont présentes sur les récifs artificiels en grande abondance, mais représentent une faible biomasse. Ces abondances élevées se rencontrent principalement durant les mois d'été ;
- L'analyse distingue clairement les peuplements des trois sites, quelle que soit la période de l'année. Le facteur « composition » des peuplements ichthyologiques est dominant par rapport au facteur « fluctuations saisonnières » de ces peuplements.

4.2.6. Structure trophique des peuplements

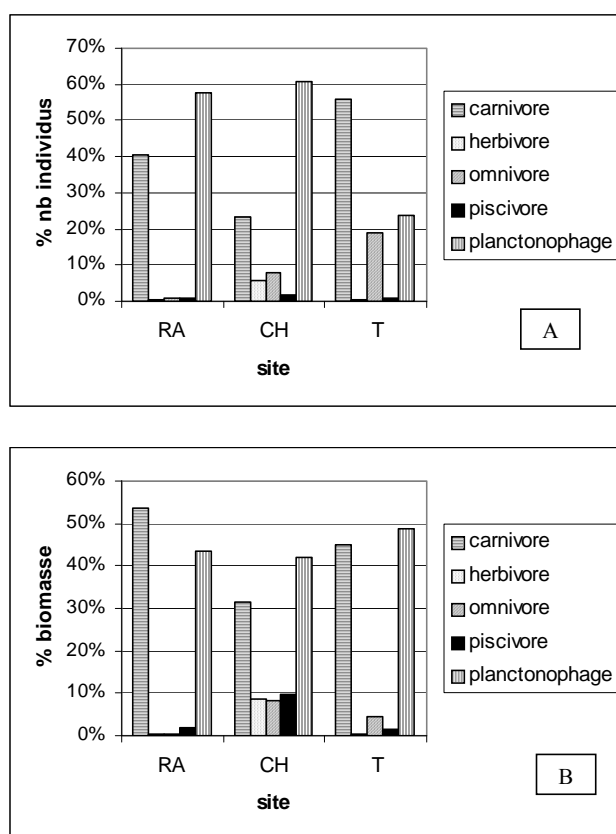
Les carnivores au sens large (piscivores, carnivores et planctonophages) représentent la majorité des abondances sur toutes les structures (Tableau 11A, Figure 31A). Ils représentent la quasi-totalité des individus sur les récifs artificiels et plus de 80 % sur le récif corallien et la Tonne. Les Planctonophages sont dominants sur le récif nord et le récif corallien du Cap la Houssaye, et en proportion similaire aux carnivores sur le récif centre. Inversement, les carnivores sont dominant sur la Tonne qui se caractérise aussi par une forte proportion d'omnivores (représentés par une seule espèce *Dascyllus trimaculatus*).

Lorsque les valeurs sont exprimées en pourcentage, les carnivores au sens large sont fortement majoritaire sur l'ensemble des sites. Le Cap la Houssaye se distingue par une diversité plus importante des régimes alimentaires et la présence des herbivores qui sont absents sur les structures artificielles et la Tonne. En biomasse, les proportions des planctonophages et des carnivores benthiques sont moins contrastées en fonction des sites (Tableau 11B, Figure 31B). Les carnivores au sens strict (planctonophages et carnivores) représentent la quasi-totalité des peuplements sur les récifs artificiels, alors qu'au Cap La Houssaye, les piscivores, omnivores et herbivores représentent une part non négligeable du peuplement (proche de 10%).

139. Tableau 11 : structure trophique de l'ichtyofaune des récifs artificiels (RC : récif centre, RN : récif Nord), de la Tonne (T) et du Cap La Houssaye (CH), exprimée en nombre moyen d'individus (A) et en grammes (B).

A	RC	RN	CH	T
carnivore	475,82	159,80	44,50	447,57
herbivore	4,91	2,47	11,23	3,25
omnivore	7,70	3,30	15,50	151,21
piscivore	8,68	3,32	3,22	8,29
planctonophage	383,85	422,94	115,88	189,57
TOTAL	880,97	591,83	190,34	799,89

B	RC	RN	CH	T
carnivore	7550,03	3053,47	1368,87	44622,15
herbivore	67,26	17,95	376,74	210,41
omnivore	52,15	15,70	357,27	4439,13
piscivore	319,49	99,85	427,46	1585,46
planctonophage	4631,44	3258,97	1827,78	48549,77
TOTAL	12620,37	6445,93	4358,11	99406,92



140. Figure 31 : structure trophique de l'ichtyofaune des récifs artificiels (RA = moyenne de RC et RN) de la Tonne (T) et du Cap La Houssaye (CH), exprimée en pourcentage d'abondance (A) et de biomasse (B).

4.3. DISCUSSION

Alors que le récif corallien du Cap La Houssaye est faiblement développé, la diversité de ses peuplements est comparable à celle observée sur les unités plus développées de la Réunion comme le récif de Saint-Gilles (Chabanet, 1994). On peut simplement noter la faible représentation des herbivores (6%). Néanmoins, la faible représentativité de ce groupe trophique est souvent remarquée sur les pentes externes à des profondeurs équivalentes (Harmelin-Vivien, 1979 ; Bouchon-Navaro, 1997 ; Chabanet *et al.*, 2000). Cette proportion est cependant moindre que sur la pente externe d'autres récifs de la Réunion (20% in Chabanet, 1994) ou dans les zones d'arrière récif (28% à 30% in Letourneur, 1992). Cette faible représentation pourrait venir de la faible étendue du récif corallien du Cap La Houssaye, et de l'absence d'une zone d'arrière récif de faible profondeur favorable aux développements algaux. Les valeurs des indices de Shannon et de l'équitabilité observées sur les récifs coralliens sont comparables à celles trouvées dans d'autres zones coralliennes de la Réunion (Letourneur, 1992 ; Chabanet, 1994).

Contrairement à ce qui est observé dans d'autres régions (Ambrose et Swarbrick, 1989), les peuplements de poissons des récifs artificiels sont différents de ceux des zones rocheuses proches. Des familles entières ne sont pas représentées sur les récifs artificiels (Labridae, Scaridae), alors que les Pomacentridae ne sont représentés que par une seule espèce ubiquiste, *Dascyllus trimaculatus* (Nakamura *et al.*, 2003). Le rôle discriminatoire des Pomacentridae entre les zones naturelles et les récifs artificiels a déjà été mis en évidence dans les Caraïbes (Rooker *et al.*, 1997). La forte association des Pomacentridae aux coraux vivants (Juncker *et al.*, 2005) pourrait expliquer leur absence des récifs artificiels. De même au sein d'une même famille, on ne retrouve pas les mêmes espèces entre les récifs frangeants réunionnais et le récif embryonnaire du Cap la Houssaye, comme c'est le cas chez les Chaetodontidae. Certains poissons-papillons sont observés sur les récifs coralliens (*Chaetodon lunula*, *C. trifasciatus*, *C. guttatissimus*), et d'autres sur les récifs artificiels (*C. blackburnii*, *C. kleinii*).

La structure trophique des peuplements ichthyologiques des récifs artificiels est composée en quasi-totalité de carnivores. Dans cette catégorie, on retrouve des benthophages et des planctonophages dans des proportions équivalentes. On note également une absence totale

d'herbivores. La simplicité de la structure trophique des peuplements associés aux récifs artificiels pourrait provenir de la faible superficie des récifs et/ou de la jeunesse de ces structures artificielles, facteurs qui seraient peu favorables au développement d'une faune ou d'une flore sessile capable de générer une chaîne alimentaire complexe. L'installation des récifs artificiels dans les zones sableuses, le faible volume de ces structures ainsi que leur faible colonisation par des organismes sessiles suggèreraient que l'essentiel des ressources alimentaires utilisées par les poissons proviendrait du plancton et/ou benthos associés aux des zones périphériques des structures artificielles. Certaines espèces, comme *Lutjanus kasmira*, se maintiennent autour du récif artificiel la journée et effectuent des migrations nocturnes la nuit pour se nourrir dans les zones sableuses (Friedlander *et al.*, 2002 ; Tessier *et al.*, 2005). Cependant ce point ne pourrait être confirmé que par une analyse des contenus stomacaux des espèces présentes sur le récif artificiel.

On peut également signaler que les peuplements des récifs artificiels évoluent rapidement au cours du temps. Alors que les premières étapes de la colonisation sont très rapides dans la plupart des milieux (tempérés et tropicaux) et qu'on arrive assez vite à un état d'équilibre, des études ont montré que plus de 10 ans après l'immersion de récifs artificiels, les peuplements évoluaient encore tant en diversité qu'en biomasse (Charbonnel *et al.*, 2001). Quant aux peuplements ichthyologiques des récifs coralliens beaucoup plus stables, ils sont le résultat de processus plus longs que l'échelle d'observation retenue pour cette étude sur les récifs artificiels de La Réunion. Cependant, même en prenant en compte le facteur « temps », il n'est pas sûr qu'après une période assez longue (>10 ans), les peuplements des récifs artificiels soient similaires à ceux des récifs coralliens. Le facteur « habitat » est également important et la convergence des peuplements des récifs artificiels vers ceux des récifs naturels coralliens ne se ferait que si les deux biotopes possédaient des caractéristiques structurelles proches (Perkol-Finkel *et al.*, 2005).

La diversité des peuplements sur les récifs artificiels est en moyenne plus faible et l'abondance significativement plus élevée que sur le récif corallien, rejoignant ainsi les résultats d'autres auteurs (Buckley & Hueckel, 1985 ; Bohnsack *et al.*, 1994). Cependant, les indices de diversité taxinomique ont une valeur plus élevée sur les récifs artificiels que sur les récifs coralliens, traduisant la dominance des perciformes dans ce dernier biotope.

Comme l'avait déjà mentionné Letourneur (1992), on observe des abondances plus élevées sur les récifs coralliens en été. La biomasse n'évoluant pas, ces variations d'abondance sont le fait de poissons de petite taille en liaison avec le recrutement larvaire plus élevé en été qu'en hiver (Letourneur, 1992 ; Chabanet, 1994 ; Durville, 2002).

•

•

Un des faits les plus marquants de cette analyse est **la proportion très élevée sur les récifs artificiels comparativement à la zone corallienne des espèces d'intérêt commercial, tant en nombre d'individus (plus de 85%) qu'en biomasse (plus de 75%)**, alors que les espèces pélagiques, principales cibles de ces dispositifs, ne sont pas prises en compte. Les plus fortes abondances sont observées pour *Gnathodentex aurolineatus*, *Lutjanus kasmira*, *Lutjanus notatus*, *Lutjanus bengalensis*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Mulloidichthys flavolineatus* et *Priacanthus hamrur*.

Ces espèces se retrouvent aussi sur la Tonne, mais à des stades sub-adultes ou adultes alors que sur les récifs artificiels, les stades juvéniles dominent en abondance. Il est possible que l'architecture ait un rôle dans cette répartition des classes de taille entre les différents types de récifs artificiels. Les microhabitats délimités par les bidons et les lanières des structures artificielles de la Baie de St Paul correspondraient plus aux exigences de protection des poissons juvéniles qu'une structure de faible complexité architecturale avec peu de microhabitats comme c'est le cas sur la Tonne. Cependant, l'architecture ne serait pas le seul facteur responsable de cette différence de structure de taille entre les récifs artificiels et la Tonne. Deux autres paramètres pourraient également rentrer en ligne de compte, la durée depuis l'immersion et la profondeur :

La grande taille des individus observés sur la Tonne pourrait provenir simplement d'individus plus âgés, la Tonne ayant été immergée depuis plus de 10 ans. Inversement, les individus observés sur les récifs artificiels pourraient être issus d'une installation à l'état post-larvaire et dans ce cas, ont un âge maximal de 1 an au moment du suivi.

La Tonne est immergée à une profondeur supérieure à celle des récifs artificiels. Certaines espèces de poissons coralliens se répartissent suivant un gradient de profondeur, les juvéniles recrutant dans des zones peu profondes et migrant ensuite vers des zones plus profondes ([Galzin, 1985](#) ; [Chabanet & Letourneur, 1995](#) ; [Cocheret de la Morinière et al., 2002](#)).

5. INFLUENCE DE L'ARCHITECTURE DES RECIFS ARTIFICIELS SUR L'EVOLUTION DES PEUPEMENTS ICHTHYOLOGIQUES

5.1. INTRODUCTION

En milieu naturel, le niveau de complexité de l'habitat est un facteur clé dans la structuration des peuplements de poissons récifaux (Luckhurst & Luckhurst, 1978 ; Ogden & Ebersole, 1981 ; Shulman, 1984 ; Letourneur, 1992 ; Chabanet, 1994 ; Friedlander & Parrish, 1998). De même, sur des récifs artificiels, la complexité de l'architecture intervient souvent comme facteur principal de structuration des peuplements de poissons (Beets, 1989 ; Brock & Norris, 1989 ; Connell & Jones, 1991 ; Beets & Hixon, 1994 ; Brock & Kam, 1994 ; Ody & Harmelin, 1994 ; West *et al.*, 1994 ; Santos, 1997 ; Charbonnel *et al.*, 2002 ; Sherman *et al.*, 2002). Ce paramètre est d'autant plus important que les récifs artificiels sont des espaces nouveaux qui vont être colonisés par de nouvelles espèces. Cependant, dans certains cas l'influence de l'architecture n'est pas très marquée (Talbot *et al.*, 1978 ; Bohnsack, 1979 ; Chandler *et al.*, 1985 ; Relini *et al.*, 1994 ; Walker *et al.*, 2002). Certains auteurs ont notamment suggéré que les processus de recrutement sont plus importants que la structure récifale en tant que telle dans la détermination de la composition spécifique des peuplements de poissons récifaux (Sale *et al.*, 1984a ; Sale *et al.*, 1984b). Ce point de vue pourrait aussi être appliqué aux récifs artificiels, puisqu'en milieu tropical, leur colonisation est essentiellement le fait de phases précoces, juvéniles voire post-larves (Bohnsack *et al.*, 1991). D'autres auteurs ont aussi suggéré que les processus physiques comme les conditions océanographiques extrêmes (lors du passage d'un cyclone, par exemple) pouvaient perturber les peuplements en place (Cummings, 1994).

Il est probable que le recrutement (facteur stochastique) et l'habitat (facteur déterministe) interagissent fortement sur la structure des peuplements. Leurs actions conjuguées régulent les populations marines. Ainsi on pourrait s'attendre à ce qu'une architecture complexe favorise l'établissement de peuplements diversifiés et stables, alors qu'une architecture simple permettrait l'installation de peuplements moins diversifiés.

L'objectif de ce chapitre est de montrer comment, à petite échelle, l'architecture des récifs artificiels peut intervenir dans la structuration des peuplements de poissons récifaux associés à ces récifs. La discussion portera sur les processus de régulation des peuplements de récifs artificiels en fonction de la complexité de leur architecture.

5.2. RESULTATS

• L'échantillonnage a été réalisé entre mars 2003 et avril 2005. Toutes les périodes ont été échantillonnées à l'exception de la période 6 (juin à août 2004). Un total de 127 échantillons a été récolté dont 39 sur les structures Filet (F), 43 sur les structures Galet (G) et 45 sur les structures Maisons (M) (Tab. 12).

• Les occurrences et l'abondance moyenne par espèce ainsi que la répartition des espèces par groupe taxonomique sont mentionnés en Annexe 3.

141. Tableau 12 : nombre d'échantillons par type de structure et par période

Période	Structures artificielles			Total
	Filet	Galet	Maison	
1	4	4	4	12
2	8	8	10	26
3	6	7	7	20
4	5	7	6	18
5	2	3	3	8
6	0	0	0	0
7	4	5	4	13
8	6	5	6	17
9	4	4	5	13
Total	39	43	45	127

5.2.1. Espèces communes aux trois types de structures artificielles.

Sur 127 comptages, 130 espèces ont été observées dont 69 sur les filets, 87 sur les maisons et 110 sur les galets (Tab. 13).

36% des espèces ont été observées sur les 3 types de structures, 32% sur seulement 2 structures et 32% sont spécifiques à un type de structure. Le nombre d'espèces retrouvé sur deux types de structures est maximal pour les galets et les maisons (31) et faible entre les filets et les maisons (2) ainsi que les filets et les galets (9). Le nombre d'espèces spécifiques à un type de structure est le plus élevé pour les galets (23 espèces), puis pour les filets (11) et enfin pour les maisons (7).

142. Tableau 13: nombre d'espèces spécifiques à une structure, communes à deux structures, communes aux trois structures artificielles (F : Filet, M : Maison, G : Galet).

nombre de structures	structures	Espèces spécifiques à 1, 2 ou 3 structures			
		detail	%	total	%
3	F, M, G	47	36%	47	36%
2	F, M	2	2%	42	32%
	F, G	9	7%		
	M, G	31	24%		
1	F	11	8%	41	32%
	M	7	5%		
	G	23	18%		
TOTAL		130	100%	130	100%

Ces premiers éléments montrent que :

- la richesse spécifique est maximale pour les structures type galet (G), intermédiaire pour les structures type maison (M) et minimale pour les structures type filet (F) ;
- la proportion des espèces communes aux trois types de structures est faible (36%) ;
- le taux d'espèces communes à deux types de structures tend à rapprocher M et G (31 espèces communes) ;
- le nombre d'espèces spécifiques à un type de structure est minimal pour M, plus élevé pour F et maximal pour G.

5.2.2. Analyse des peuplements

Les espèces de très faible occurrence (ou exceptionnelles) représentent la majorité des espèces des peuplements, quel que soit le type de structure, mais tend à diminuer des filets (83%) vers les galets (66%).

Les espèces communes et permanentes représentent donc une faible part des espèces observées. Certaines sont présentes sur toutes les structures (*Heniochus diphreutes*, *Chaetodon kleinii*, *Lutjanus kasmira*, *Aulostomus chinensis*, *Pterois miles*, *Naso hexacanthus*), alors que certaines ont une occurrence plus élevée sur les structures rigides (*Myripristis sp.*, *Apogon apogonides*, *Chaetodon blackburnii*, *Gnathodentex aurolineatus*, *Mulloidichthys flavolineatus*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Priacanthus hamrur*). Enfin, certaines espèces ont une occurrence d'apparition forte sur

les galets et faible ou nulle sur les autres structures (*Plagiotremus tapeinosoma*, *Chaetodon guttatissimus*, *Coris caudimacula*, *Thalassoma mascareinsis*). On retrouve aussi dans cette catégorie les Pomacentridae et les Balistidae.

5.2.2.1. Analyse des indices globaux par type de récif

Le nombre moyen d'espèces par comptage est très inférieur pour les structures de type filet (F), puis de type maison (M) et enfin de type galets (G) (Tab. 14). La densité moyenne est maximale pour M et F, et plus faible pour G. Ces deux indices influencent la valeur maximale de l'indice de Margalef pour G (faible densité et nombre d'espèce élevé), moindre pour M (nombre d'espèces et nombre d'individus élevés) et faible pour F (faible nombre d'espèces et densité élevée). L'indice de Shannon et la diversité taxonomique rapprochent M et G (valeurs les plus élevées) en opposition à F (valeurs les plus faibles). Les valeurs de biomasse sont plus importantes sur M (19 kg/100 m²) et plus faibles sur F et G. De même, Δ^+ rapproche G et F dont les valeurs sont inférieures à celle de M. Aucune différence significative n'est mise en évidence pour J' , Δ^* .

143. Tableau 14 : nombre d'espèces (S), densité (nbre/100 m²) (N), Indice de Margalef (d), Indice de Shannon (H'), équitabilité (J'), Diversité taxonomique (Δ), biomasse (g/100 m²) par type de récifs (Filet, Maison, Galet). Les valeurs représentent des moyennes ; pour chaque valeur l'écart type est entre parenthèses. Les données traitées par un test non-paramétrique sont indiquées : K-W. Les groupes homogènes sont soulignés.

Indices	Filet (F)	Maison (M)	Galet (G)
S	12,3 (4,2)	20,3 (6,4)	24,8 (8,2)
N_{K-W}	<u>413,6 (500,4)</u>	<u>582,0 (458,0)</u>	242,0 (208)
d	2,2 (1,0)	3,2 (1,0)	4,7 (1,7)
H'	<u>1,84 (0,92)</u>	<u>2,42 (0,65)</u>	2,47 (0,68)
J'	<u>0,51 (0,23)</u>	<u>0,57 (0,13)</u>	0,54 (0,13)
Δ	32,7 (17,9)	<u>41,7 (11,7)</u>	<u>41,8 (11,4)</u>
Δ^*_{K-W}	<u>56,1 (13,0)</u>	<u>58,7 (7,5)</u>	<u>58,8 (7,9)</u>
Δ^+	<u>66,4 (4,0)</u>	67,7 (3,2)	<u>64,7 (3,3)</u>

Biomasse	3832 (1282)	19375 (1193)	6273 (1235)
n	37	45	42

5.2.2.2. Evolution temporelle des indices

Le Modèle linéaire général montre que le type de structure et la période interviennent de manière hautement significative sur l'évolution de tous les indices (Tab. 15).

Dans ce chapitre, chaque indice est représenté par son sigle (Tab. 15) et l'indice représente le type de récif artificiel, « f » pour filet, « m » pour maison et « g » pour galet. Ainsi « d_f », représente l'indice de Margalef calculé sur les récifs artificiels de type filet.

144. Tableau 15 : Résultats du modèle linéaire général (GLM) testant l'effet de la structure et de la période pour chacun des indices. Ajustement des données au modèle (R^2), valeurs des F pour chaque facteur.

145.

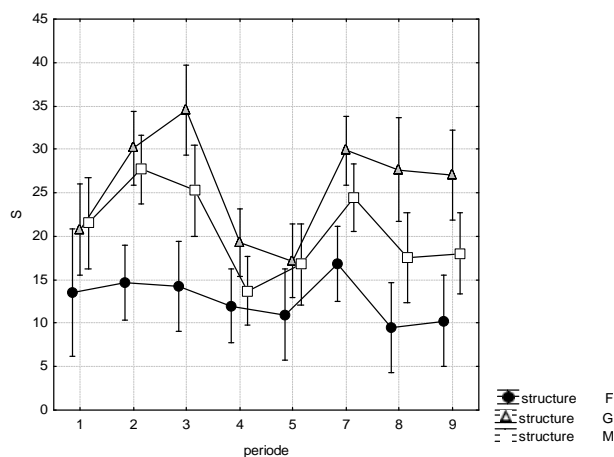
Indices	Multiple R ²	Valeurs de F		
		Structure	Période	Structure x Période
S : nombre d'espèces	0,68	71,6**	18,2**	3,0**
N : Abondance	0,71	17,9**	24,0**	2,9**
d : Indice de Margalef	0,72	81,0**	22,0**	3,1**
J' : Equitabilité	0,70	0,24ns	10,15**	2,9**
H' : Indice de Shannon	0,73	11,8**	17,5**	1,7ns
Δ : Diversité taxinomique	0,69	7,45**	14,1**	2,6*
Δ^* : Diversité taxinomique inter individus	0,64	3,8*	21,0**	4,4**
Δ^+ : Diversité taxinomique inter espèces	0,42	6,0**	6,8**	1,7ns
Biomasse	0,68	68,8**	7,3**	2,1*
ddl		2	7	14

Ns = non significatif, *P<0,05, **P<0,01 ; ddl : degrés de liberté.

Nombre moyen d'espèces par comptage

Le nombre moyen d'espèces (Fig. 32) est toujours supérieur sur G, intermédiaire sur M et inférieur sur F. L'augmentation du nombre d'espèces au début de l'implantation est plus lente sur F que sur les structures rigides. Les variations sont plus importantes pour les structures rigides que sur F. On distingue trois périodes :

- Périodes 1 à 2 avec une augmentation du nombre d'espèces sur toutes les structures ;
- Périodes 4 et 5 avec un nombre d'espèces en baisse pour toutes les structures (35 à 12 pour G, 22 à 10 pour M et 15 à 7 pour F) ;
- Périodes 7 à 9 avec le nombre d'espèces revenu à un niveau élevé, les écarts entre structures se stabilisent.



Années	2003			2004			2005		
Périodes	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Saisons	été	hiver		été	hiver		été		

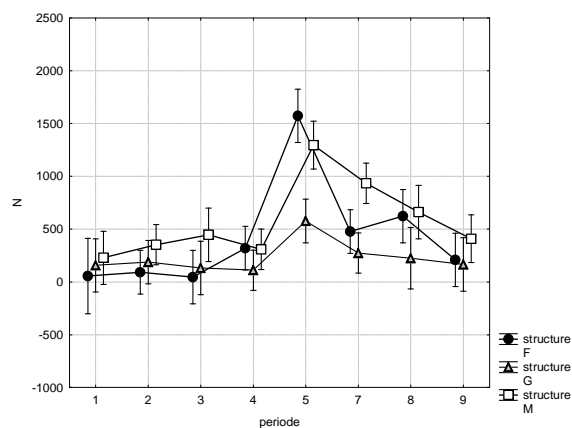
146.

147. Figure 32 : nombre moyen d'espèces par période (les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95%) par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

148.

Densité moyenne

La densité moyenne suit une tendance similaire sur toutes les structures, à savoir une stabilité jusqu'en période 3, puis une forte augmentation pendant la période 5. Une augmentation plus importante est observée sur F et M que sur G (Fig. 33). Après ce pic de densité, une diminution rapide sur F et plus progressive sur M et G est notée. Ce pic de densité est dû à un fort recrutement de Lutjanidae en période 5 (*Lutjanus kasmira* et *Lutjanus notatus*).

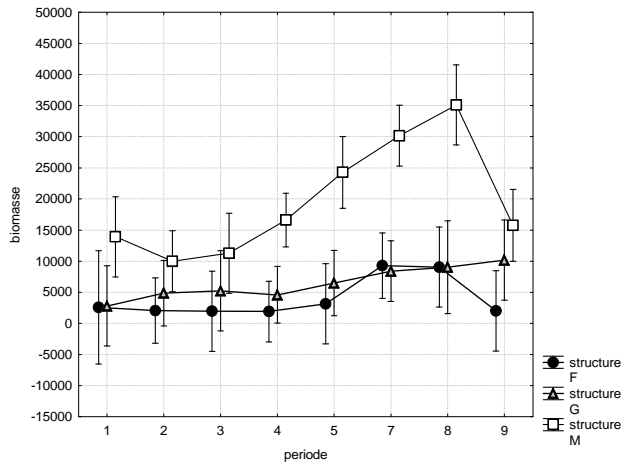


149. Figure 33 : Densité moyenne par comptage (N : nombre de poissons par 100 m²) et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

150.

Biomasse par surface

La biomasse par surface est plus importante sur M que sur G et F (Fig. 34). La tendance à l'augmentation de biomasse jusqu'en période 8 se retrouve pour les structures de type M et G. Sur F, la biomasse est stable jusqu'à la période 5, puis augmente en périodes 7 et 8. En période 9, la biomasse diminue pour F et M alors qu'elle continue à croître sur G, avec une valeur qui reste significativement plus élevée sur M que sur F.

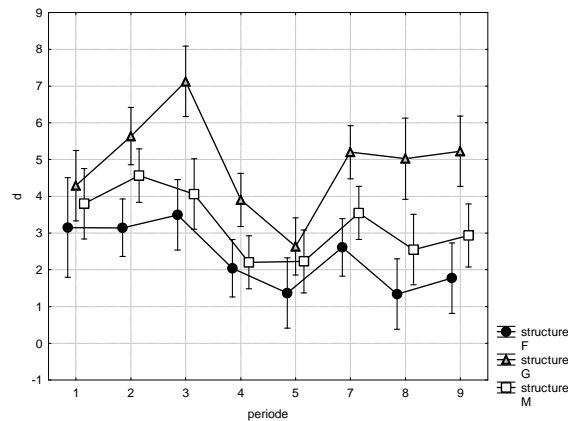


151.

152. Figure 34 : biomasse (g/100 m²) du peuplement total par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

Indice de diversité de Margalef

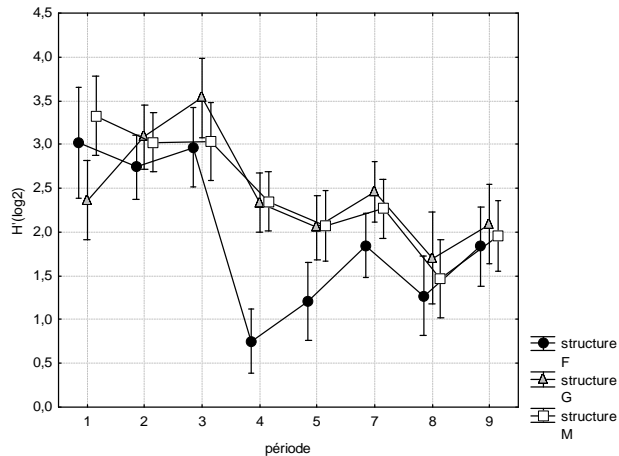
L'évolution de l'indice de Margalef (d) est le résultat conjoint de la diminution de la diversité spécifique et de l'augmentation d'abondance (Fig. 35). Les tendances sont similaires pour les trois structures avec une forte diminution en période 4 et 5 et une stabilisation des valeurs pendant les périodes 7 à 9. Durant ces deux dernières périodes, les valeurs de l'indice de Margalef sont supérieures sur les structures de type G que sur les structures de type F et M.



153. Figure 35 : Evolution de l'indice de Margalef par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

Indice de diversité de Shannon

L'indice de diversité de Shannon suit les mêmes tendances pour M et G à partir de la période 2. Pour F, l'indice de diversité de Shannon diminue fortement entre les périodes 3 et 4. En période 4, les valeurs sont similaires pour G et M et inférieures pour F. En période 9, la valeur est identique pour les trois structures (Fig. 36).

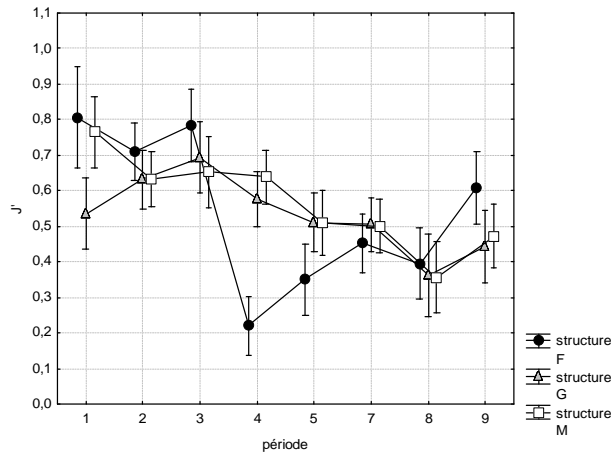


154.

155. Figure 36 : Evolution de l'Indice de diversité de Shannon par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

Régularité de Piélou (H')

Pour F, la régularité forte en période 1 à 3 (0,8) chute brutalement en période 4 (0,23) et ne remonte qu'en période 7 (Fig. 37). Pour M et G, la régularité suit une tendance décroissante entre les périodes 1 à 7 en passant de 0,65 à 0,4 puis se stabilise aux périodes 7 et 8.

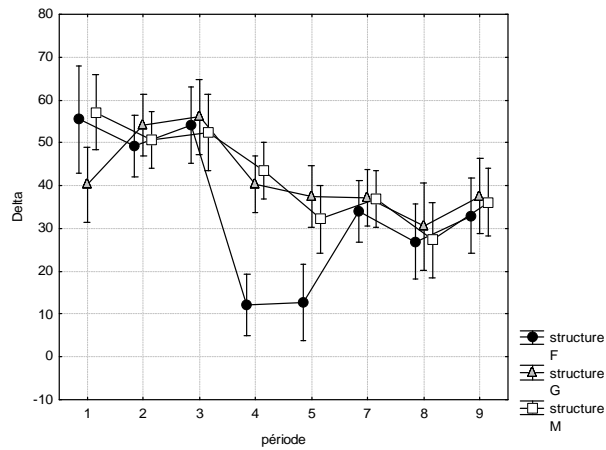


156.

157. Figure 37 : Evolution de l'indice de régularité de Pielou par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

Diversité taxinomique (Δ)

La diversité taxinomique suit les tendances de l'indice de Shannon avec cependant une distinction. Pour F, la diversité taxinomique atteint sa valeur minimale en périodes 4 et 5, alors que pour l'indice de Shannon, celui-ci remonte dès la période 5. Δ_F est significativement inférieur à Δ_G et Δ_M en période 4 et 5. Pour les trois structures, les valeurs moyennes de diversité taxinomique sont supérieures au début du suivi qu'à la fin (Fig. 38).

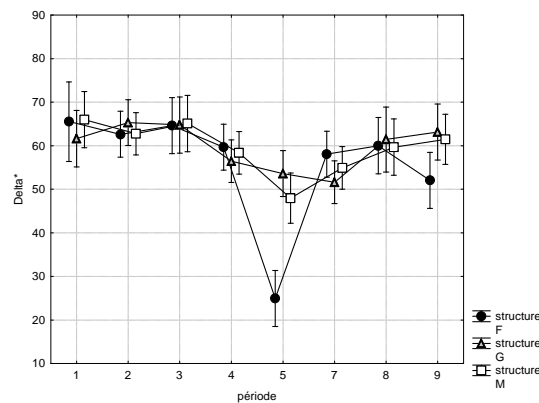


158. Figure 38 : Evolution de l'indice de diversité taxinomique (Δ) par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

159.

Diversité taxinomique inter individus (Δ^*)

Contrairement à l'indice de diversité taxinomique, l'indice de diversité taxinomique inter individus a une valeur stable et similaire pour G et M pendant les périodes 1 à 4 et 8 à 9, avec une baisse significative mais faible en périodes 5 et 7. Δ^*_F baisse fortement en période 5 et légèrement en période 9 (Fig. 39).

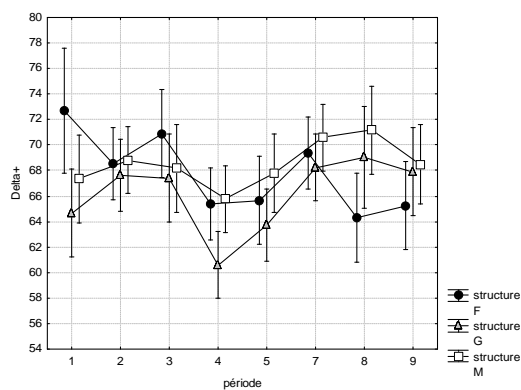


160.

161. Figure 39 : Evolution de l'indice de diversité taxinomique inter individus par période par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

Diversité taxinomique inter espèces (Δ^+)

La valeur de l'indice suit des tendances différentes pour M, G et F, mais sans que les valeurs soient significativement différentes entre structures (Fig. 40).



162.

163.

164. Figure 40 : Evolution de diversité taxinomique inter espèces par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)

Synthèse de l'évolution temporelle des indices

L'analyse de l'évolution temporelle des indices nous permet de mettre en évidence les éléments suivants :

- Le nombre d'espèces est toujours plus élevé sur les structures de type galet (G) que sur celles de type maison (M) et filet (F) ;
- La densité d'individus est sensiblement équivalente pour toutes les structures, à l'exception de la période 5 où un pic d'abondance est observé pour F et M ;
- Les biomasses par surface sont significativement plus élevées sur M, mais diminuent fortement en période 9 alors qu'elle continue à croître sur G ;
- Le nombre d'espèces et les indices de diversité mettent en évidence une perturbation des peuplements en périodes 4 et 5 à la suite de deux épisodes de houle cyclonique, perturbation plus sensible pour F que pour les autres structures ;
- L'indice de diversité de Shannon, l'indice de diversité taxinomique et l'indice de diversité taxinomique inter individus réagissent différemment aux perturbations des peuplements, mais ne mettent pas en évidence de différence significative entre les différents types de structures artificielles en dehors de périodes particulières.

5.2.2.3. Variations saisonnières et inter-annuelles

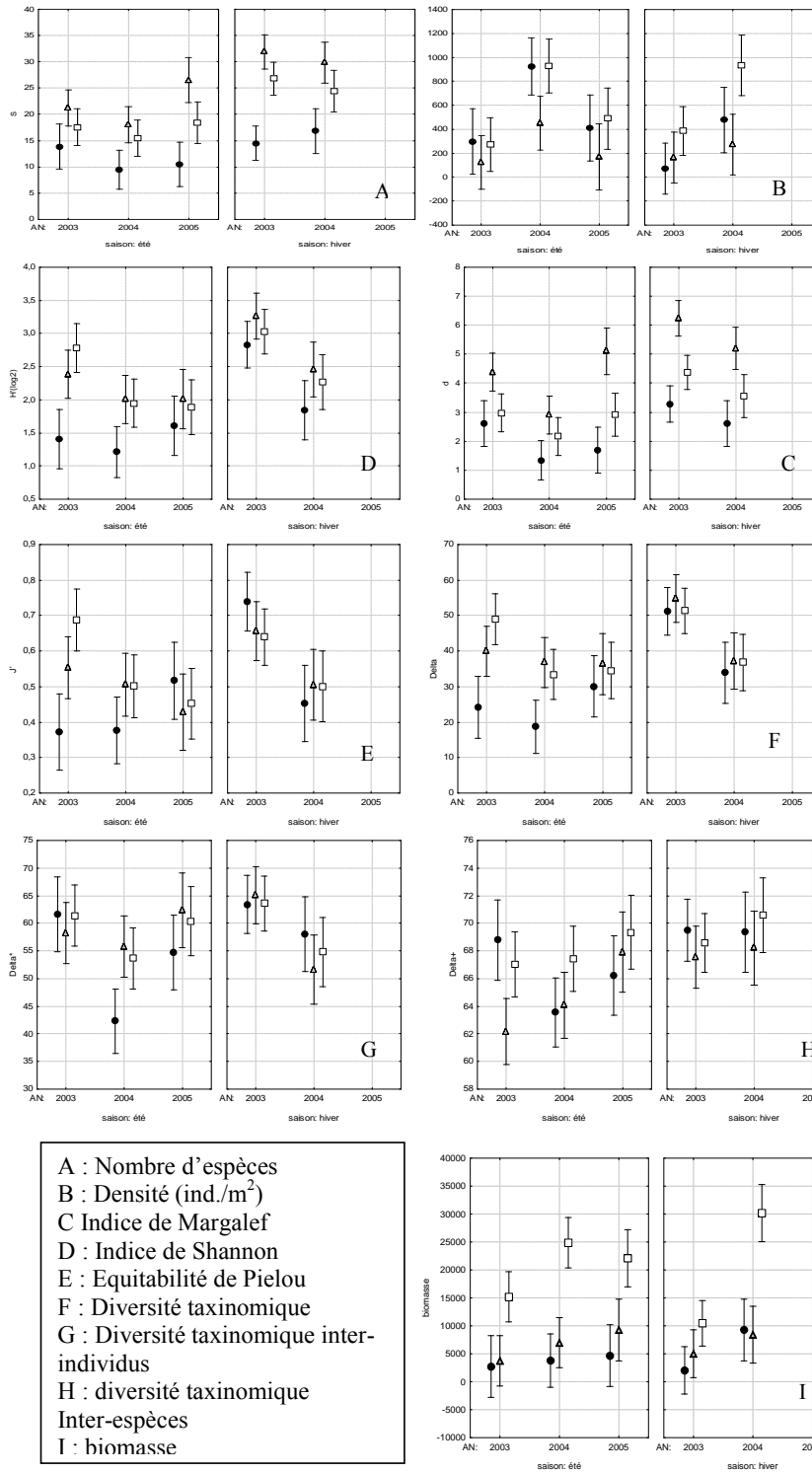
En hiver, on observe une tendance similaire des indices sur tous les types de structures. À l'exception de la biomasse et de l'abondance qui augmentent, tous les autres indices diminuent entre l'hiver 2003 et l'hiver 2004 (Fig. 41).

En été, les variations interannuelles sont plus contrastées. L'année 2004 se caractérise par une augmentation du nombre d'individus et une baisse de nombre d'espèces sur toutes les structures. Cependant, alors que sur les structures de type M et G, l'équitabilité, l'indice de Shannon et la diversité taxinomique inter individus (Δ^*) diminuent, ces indices augmentent sur F.

Les tendances observées pour le nombre d'espèces, l'abondance et l'indice de Margalef sont similaires pour les trois types de structures. Seule la biomasse est significativement plus élevée sur M en 2004 et en été 2005. Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité pour les structures de type F sont significativement inférieures à celles des autres structures (M et G) en été 2003, mais tendent à converger vers les valeurs rencontrées sur les structures de type M et G en 2005.

•

•



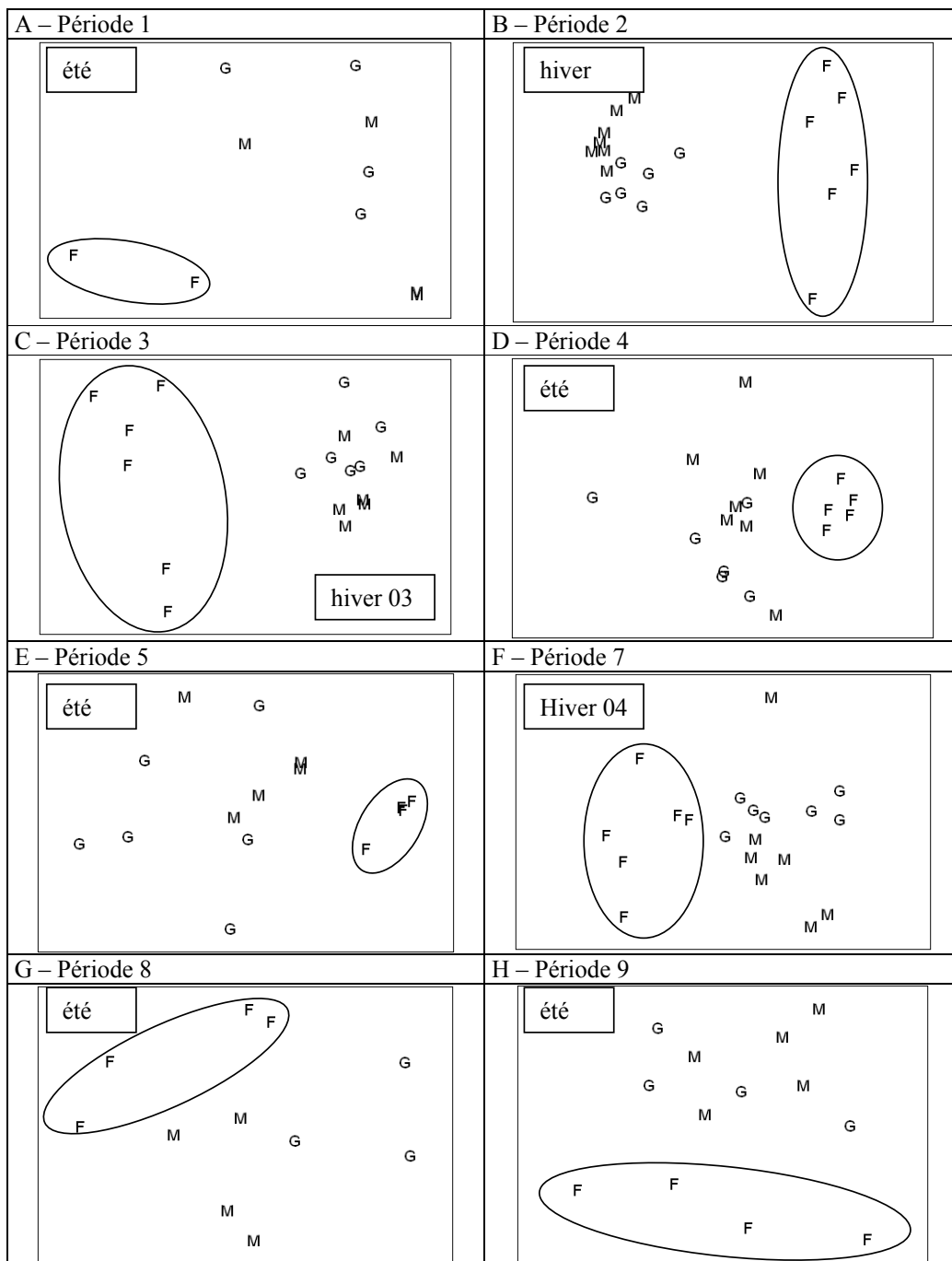
165. Figure 41 : Comparaison inter-annuelle et saisonnière (été / hiver) des indices globaux par type de structure (filet, ● ; maison, ▲ ; galet, □). Les indices globaux sont référencés de A à I.

5.2.2.4. Analyse multivariée

Analyse spatiale

Pour chaque période d'échantillonnage, les peuplements de chaque type de récif ont été comparés entre eux à l'aide d'une analyse de similarité (ANOSIM), avec le type de récif comme facteur. Durant toutes les périodes d'échantillonnage, les types de récifs montrent des différences ($p < 0,05$), à l'exception de la période 1 pendant laquelle M et G ont des peuplements similaires ($p = 0,6$), et de la période 8 où F, G ont des peuplements similaires ($p > 0,05$). Pour chaque période, toutes les espèces responsables des dissimilarités entre les peuplements sont des espèces permanentes ou courantes sur chaque type de récif artificiel, à l'exception de *Myripristis sp.*, espèce exceptionnelle sur les récifs de type F (Tab. 16). Plus qu'une évolution dans la composition des peuplements qui aurait fait ressortir des espèces indicatrices différentes au cours du temps, il semble que ce soit l'abondance de certaines espèces qui distingue les peuplements des différentes structures au cours des périodes successives.

Le MultiDimensionnal Scaling (MDS) réalisé pour chaque période montre que les peuplements des structures de type F se distinguent des autres peuplements (Fig. 42). Ces données confirment donc une similarité plus forte entre M et G qu'entre F et G ou F et M.



166. Figure 42 : Ordination multidimensionnelle des similarités entre les peuplements de poissons associés aux trois types de structures (F : filet, G : galet, M : maison) pour chaque période d'échantillonnage. A. période 1 (stress=0,09), les deux premiers relevés de F ont été retirés de l'analyse, B. période 2 (stress=0,1), C. période 3 (stress=0,1), D. période 4 (stress=0,15), E. période 5 (stress=0,09), F. période 7 (stress=0,15), G. période 8 (stress=0,1), H. période 9 (stress=0,13).

167. Tableau 16 : Principales espèces contribuant aux différences dans la matrice de similarité utilisée pour le MDS (Multidimensional scaling) et l'ANOSIM (analyse de similarité) sur les données d'abondance transformées par la fonction racine carrée. Les différences sont recherchées entre les structures deux à deux (F/M entre filets et maisons, F/G entre filets et galets, M/G entre maisons et galets)

168.

Période	F/M	F/G	M/G
1		<i>Priacanthus hamrur</i> <i>Lutjanus kasmira</i>	<i>Priacanthus hamrur</i>
2	<i>Priacanthus hamrur</i> <i>Myripristis sp.</i>	<i>Mulloidichthys vanicolensis</i> <i>Plotosus lineatus</i>	<i>Myripristis sp.</i>
3	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Priacanthus hamrur</i>	<i>Lutjanus kasmira</i>	<i>Priacanthus hamrur</i>
4	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Priacanthus hamrur</i>	<i>Lutjanus kasmira</i>	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Priacanthus hamrur</i>
5	<i>Lutjanus notatus</i> <i>Priacanthus hamrur</i> <i>Myripristis sp.</i>	<i>Lutjanus notatus</i> <i>Lutjanus kasmira</i> <i>Priacanthus hamrur</i>	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Lutjanus notatus</i> <i>Priacanthus hamrur</i>
7	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Lutjanus notatus</i>	<i>Heniochus diphreutes</i> <i>Lutjanus notatus</i>	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Lutjanus notatus</i>
8	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Heniochus diphreutes</i> <i>Priacanthus hamrur</i> <i>Myripristis sp.</i>		<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Heniochus diphreutes</i>
9	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Myripristis sp.</i>	<i>Lutjanus kasmira</i>	<i>Lutjanus kasmira</i> <i>Heniochus diphreutes</i> <i>Apogon apogonides</i>

Analyse temporelle

Par type de structure

Pour les structures de type **F** (Fig. 43), la dissimilarité entre les peuplements au cours du temps est plus forte que sur les structures de type **G** et **M** (Fig. 44 et 45). L'isolement du deuxième relevé sur **F** (02-F) traduit les faibles abondances et diversités au début de la colonisation. Les relevés 3 à 8 (03-F à 08-F) présentent des caractéristiques différentes qui ne permettent pas de les regrouper à un seuil de 60%. Une stabilisation du peuplement semble cependant apparaître à partir du relevé 19 qui correspond au mois de janvier 2005.

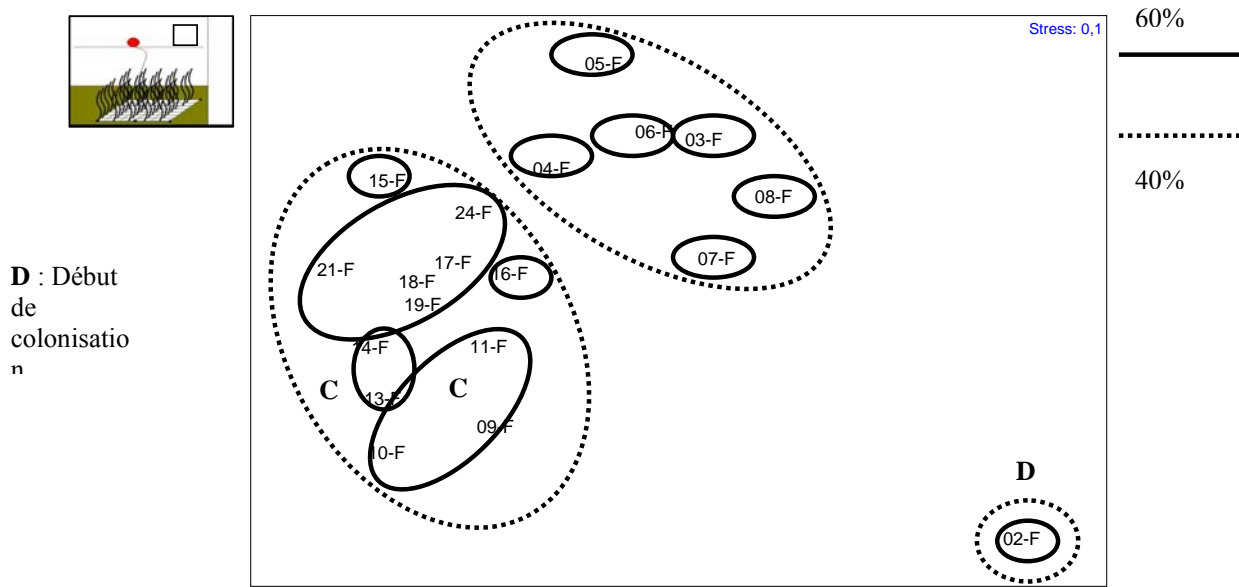
Sur les structures de type **M**, à l'exception des relevés 10 et 11 qui se distinguent, trois groupes de stations sont différenciés (Fig. 44), le groupe I comprend les relevés 3-M à 9-M, le groupe II les relevés 13-M à 17-M et le groupe III les relevés 18-M à 24-M.

Sur les structures de type **G** (Fig. 45), après une phase précoce (02-G correspondant au 19^{ème} jour après la pose), les peuplements deviennent homogènes sans évolution notable entre 03-G et 09-G (groupe I). De même, il n'y a pas d'évolution notable entre les relevés 15 à 24 (15-G à 24-G, groupe II). L'analyse multivariée et l'analyse hiérarchique permettent de distinguer une évolution dans les peuplements. On observe ensuite une différenciation des peuplements au mois de décembre 2003 (10-G) et janvier 2004 (11-G), puis au mois de mars et avril 2004 (13-G et 14-G). Les derniers peuplements (septembre 2003 à avril 2005) sont homogènes à l'exception du 18-G (décembre 2004) qui se distingue.

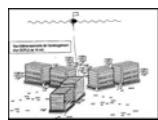
L'analyse des figures 43 à 45 montre que le premier échantillonnage effectué 19 jours après la pose (station 02) se distingue des autres relevés quelle que soit le type de structure.

Sur les structures de type **F**, les peuplements observés varient plus au cours du temps que sur les structures de type **M** et **G** où les peuplements sont plus stables (Figures 43-44-45). L'analyse distingue trois groupes de stations (I à III) pour les structures de type **M**, marquant une évolution progressive du peuplement alors que pour **G**, les groupes I et II ont tendance à se rapprocher. À l'exception du relevé spécifique du début de la colonisation ichthyologique (02-G), les relevés 10-G,

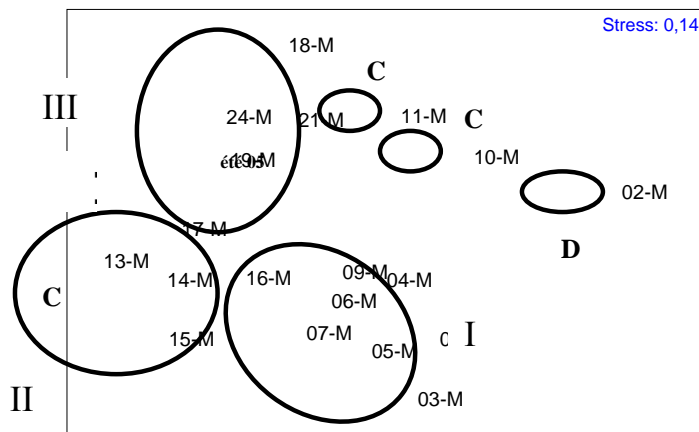
11-G, 13-G, 14-G et 18-G correspondent à des périodes d'été pendant lesquelles on observe des installations massives de post-larves (*Lutjanus kasmira*, *Lutjanus notatus*) ou des recrutements de poissons juvéniles (*Mulloidichthys vanicolensis*). Ces arrivées vont modifier sensiblement les peuplements qui apparaissent sur le MDS et l'analyse hiérarchique. Cependant, en dehors de ces périodes moins stables, les peuplements convergent vers un peuplement caractéristique des structures galets et regroupant les stations 03-G à 09-G et les stations 15-G à 24-G (à l'exception de 18-G).



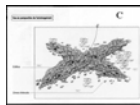
169. Figure 43 : Projection dans l'espace à deux dimensions du Non Metric MultiDimensionnal Scaling (MDS) de la matrice de similarité de Bray Curtis réalisée à partir des observations effectuées sur les structures de type filet (F). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%.



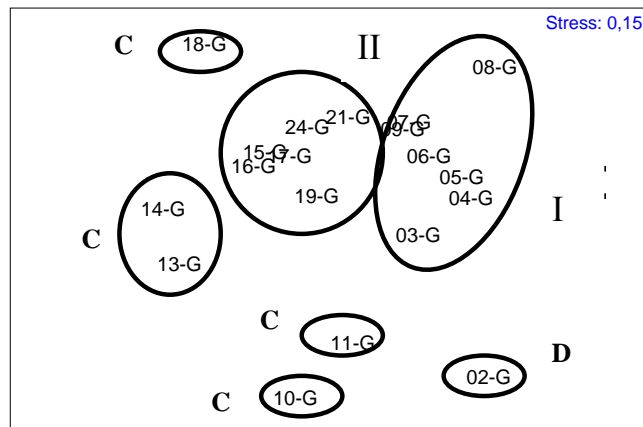
D : Début de colonisation



170. Figure 44 : Projection dans l'espace à deux dimensions du Multidimensional Scaling de la matrice de similarité de Bray Curtis réalisée à partir des observations effectuées sur les structures de type maison (M). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%



D : Début de colonisation



171. Figure 45 : Projection dans l'espace à deux dimensions du Multidimensional Scaling de la matrice de similarité de Bray Curtis réalisée à partir des observations effectuées sur les structures de type galet (G). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%.

Sur chaque type de structure, on peut donc distinguer différents peuplements successifs sur la base d'une valeur de similarité de 60%. Nous allons maintenant voir si ces successions sont similaires entre les types de récifs en analysant les dissimilarités sur l'ensemble des jours d'échantillonnage pour les trois structures.

Analyse globale

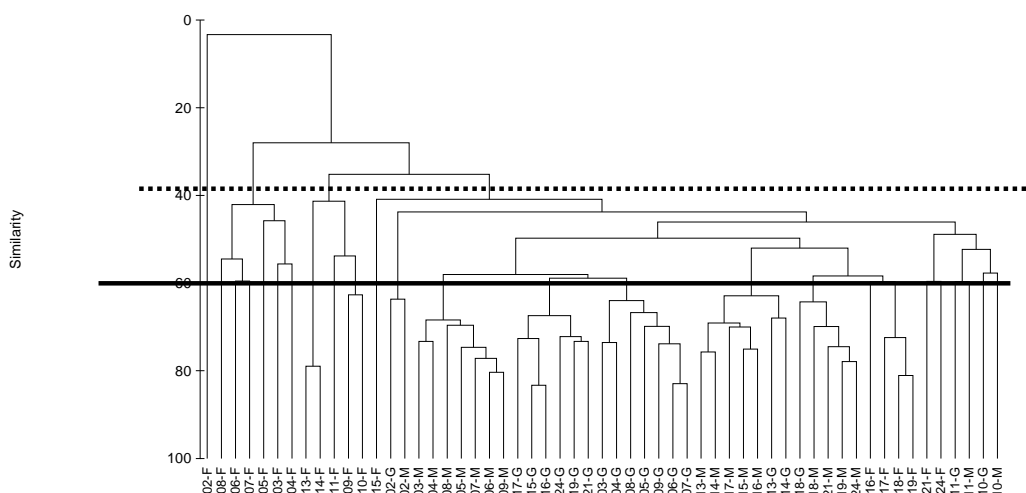
Le rapprochement des structures de type G et M observé sur les indices globaux se retrouve dans l'analyse des matrices d'abondance spécifique (Figure 46A). Les peuplements des relevés 2 à 15 sur les filets (02-F à 15-F) sont isolées des autres relevés. Puis, par ordre de similarité croissant, on retrouve les stades les plus jeunes des maisons et galets (02-M et 02-G) et les jours correspondant à la période 4 (10 et 11) des structures de type M et G, et les jours 21 et 24 pour les structures de type F (mars-avril 2004). Le dernier groupement de stations rapproche trois ensembles principaux :

Groupe I : 16-F à 19-F ; 18-M à 24-M et 18-G

Groupe II : 13-G , 14-G , 13-M à 17-M

Groupe III : 03-G à 09-G, avec 15-G à 24 G (à l'exception de 18-G) et 03-M à 09-M.

Sur la base d'une similarité de 60%, et à l'exception des stades précoces (jour 2), on identifie 11 peuplements différents sur les structures de type F, seulement 4 sur les structures de type M et G. Sur ces deux dernières structures, il semble y avoir des périodes de stabilité entrecoupées de périodes de fluctuation plus importantes, comme les périodes 10 et 11 (décembre 2003, janvier 2004), 13 et 14 (mars 2004, avril 2004) et 18 (décembre 2004). Cependant, alors que sur les structures de type M il semble y avoir encore une évolution des peuplements après ces épisodes, pour les structures de type G, ces périodes de fluctuation sont limitées dans le temps. On obtient pour G, une similarité élevée entre les groupes 03-09, 15-17 et 19-21 (Fig. 46B).



172. Figure 46 A : groupement selon l'association moyenne des différents échantillons effectués sur les trois types de structures (F : filet, M : maison et G : galet). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%).

Périodes	1	2		3		4	5		7		8	9							
Saisons	été	hiver				été	hiver		été										
Structure																			
F	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14	15	16	17	18	19	21	24
M	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14	15	16	17	18	19	21	24
G	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14				18			
G					15	16	17												
G					19	21	24												

173.

174. Figure 46 B : Représentation des groupements homogènes (à un taux de similarité de 60%) entre les types de structures (F : filet, M : maison et G : galet), les périodes et les saisons. La chronologie des jours d'échantillonnage par période est indiquée par les chiffres 1 à 24. Les jours 12, 20, 22 et 23 ont été retirés de l'analyse car la totalité du peuplement n'a pu être évaluée

5.3. DISCUSSION

Les caractéristiques de l'ichtyofaune des trois types de récifs artificiels se distinguent aussi bien par leurs variables unidimensionnelles (indices globaux) que par la composition et l'évolution de leurs peuplements :

- Les structures de type F sont caractérisées par des peuplements denses et peu diversifiés. Les structures de type G sont caractérisées par une densité plus faible et une plus forte diversité. Les structures de type M comportent une diversité intermédiaire mais proche de G et se distinguent essentiellement par des valeurs élevées de biomasse.
- Tous les indices évoluent différemment en fonction du type de récif artificiel et de la période considérée.
- Deux épisodes de houle auraient eu un effet important, mais de court terme, sur les peuplements de type F et dans une moindre mesure, sur les peuplements installés sur G et M.
- Les biomasses sont en augmentation constante sur les structures de type G et n'évoluent pas sur celles de type F, alors qu'elles diminuent fortement sur celles de type M après avoir atteint un maximum de 35 kg/100 m².

Analyse des Indices globaux

Caractéristiques des Indices globaux des peuplements des Récifs artificiels par rapport aux Indices globaux des peuplements des récifs coralliens à la Réunion

Les peuplements de poissons démersaux de la Réunion n'ont été étudiés que sur les récifs coralliens. Dans différents lagons de l'île ([Letourneur, 1992](#)) et dans différentes zones géomorphologiques d'un même récif ([Chabanet, 1994](#)). Dans les deux cas, des différences

significatives d'indices globaux sont observées entre les différents ensembles structuraux du récif. Ainsi les valeurs de diversité spécifique moyenne, de densité (en nombre d'individus/100 m²) et de diversité (H') sont inférieures dans la zone d'arrière récif (dominée par les faciès sableux), aux valeurs du platier interne où la complexité structurale est plus forte (Letourneur 1992).

Ces observations se retrouvent aussi sur les récifs artificiels où la diversité spécifique moyenne est conditionnée par l'architecture et distingue les trois types de récifs. Les valeurs de diversité H', similaires pour les structures de type M et G, sont supérieures à celles de type F. Elles restent cependant inférieures à celles observées sur les récifs coralliens, malgré une abondance globale plus forte. Cette faible valeur de diversité H' est accentuée par la faible équitabilité observée sur les récifs artificiels ($J' < 0,6$) comparativement aux récifs coralliens ($J' = 0,7$ à $0,8$).

Alors que les biomasses moyennes sont relativement faibles sur les récifs coralliens de la Réunion (3,9 kg/100 m²; Association Parc Marin de la Réunion, données non publiées), les biomasses des récifs artificiels peuvent atteindre des valeurs élevées (19,3 kg/100 m²). Ces valeurs sont néanmoins fortement dépendantes du type de récif (3,8 pour F, 6,2 pour G et 19,3 pour M).

Ces indices montrent que les caractéristiques globales des peuplements démersaux des récifs artificiels sont différentes de celles des peuplements des récifs coralliens, qu'ils appartiennent à la dépression d'arrière récif ou à la pente externe. **Les peuplements des récifs artificiels se caractérisent d'une part, par une faible diversité qui pourrait provenir de la dominance de certaines espèces à l'intérieur du peuplement, et d'autre part, par une abondance et une biomasse élevées.**

Caractéristiques des Indices globaux des peuplements des Récifs artificiels de la Réunion par rapport à ceux des peuplements d'autres récifs artificiels

Les indices globaux des peuplements diffèrent en fonction des caractéristiques physiques de l'habitat (Tab. 17), et la diversité spécifique augmente avec l'hétérogénéité structurale, ce qui est

cohérent avec des études précédentes (Brock & Norris, 1989 ; Charbonnel *et al.*, 2002 ; Sherman *et al.*, 2002).

Par contre, les valeurs de biomasse les plus élevées sont observées pour un indice de complexité intermédiaire. Cette forte biomasse pourrait être liée à la hauteur des structures. En effet, Dowing *et al.* (1985), sur des récifs de différentes hauteurs, montre que des récifs hauts attirent une plus grande biomasse que des récifs de faible hauteur. Grove *et al.* (1991) définissent cette hauteur optimale comme étant égale à 10% de la profondeur d'implantation des récifs. De plus, si le nombre d'espèces, l'abondance et la biomasse augmentent avec la taille du récif, la biomasse pourrait atteindre des valeurs plus faibles qu'escomptées sur les plus grands récifs (Bohnsack *et al.*, 1994). Ce phénomène, lié aux interactions au sein du peuplement (prédation) ainsi qu'à l'effet de bordure (rapport périmètre/surface plus faible), pourrait expliquer les faibles biomasses observées sur les structures de type G dont la surface d'aménagement (400 m²) est supérieure à celle des autres structures.

175. Tableau 17 : synthèse de l'évolution des indices globaux en fonction du coefficient quantitatif d'habitat (1 : faible pour les filets ; 2 : intermédiaire pour les maisons et 3 : fort pour les galets)

Indices	1/2	2/3
S	↗	↗
N	↗	↘
Biomasse	↗	↘
d	↗	↗
H'	↗	→
Δ	↗	→
Δ ⁺	↗	↘

Analyse temporelle des indices globaux

La colonisation des récifs est extrêmement rapide sur les structures de type M et G. Dès le 19ème jour après l'immersion, le nombre d'espèce est de 18 sur G et 16 sur M. La colonisation est plus lente sur F que sur les deux autres structures, tant au niveau du nombre d'espèces que de la densité globale des individus.

Malgré des variations temporelles des peuplements, la comparaison entre les structures montre des caractéristiques permanentes. Ainsi, le nombre moyen d'espèces par comptage est toujours plus élevé sur les structures de type G, puis sur M et enfin sur F, quelle que soit la période considérée. La biomasse par unité de surface est significativement plus élevée sur les structures de type M. Enfin, on observe une variabilité plus forte des trois indices de diversité et des indices taxonomiques sur F que sur M et G.

Contrairement à ce qui est observé en milieu naturel (Letourneur & Chabanet, 1994) et sur d'autres récifs artificiels (Walker et al., 2002), la richesse spécifique moyenne sur les récifs artificiels est minimale en été et maximale en hiver. Ce phénomène remarquable peut avoir plusieurs explications. Sur les récifs artificiels, la colonisation se fait, soit par la colonisation de post-larves au moment de l'installation, soit par la migration d'individus juvéniles et adultes en provenance des zones naturelles proches (Bohnsack et al., 1994 ; Rooker et al., 1997 ; Wanthiez & Thollot, 2000).

Concernant l'installation des post-larves, il est possible qu'une partie de la colonisation larvaire ait eu lieu avant l'implantation des récifs (février 2003), ce qui n'a pas permis de déceler ce pic de diversité spécifique la première année, pic qui a été observé sur les récifs coralliens (Letourneur, 1992 ; Chabanet, 1994 ; Durville 2002). Les modalités d'installation larvaire sont peut-être différentes de celles observées sur les zones coralliennes de la Réunion. Ainsi Tessier & Chabanet (soumis) ont montré que des post-larves de deux espèces de mérous (*Epinephelus sp.*), arrivées au même moment sur les zones côtières de la Réunion, s'installaient dans deux biotopes différents, *Epinephelus merra* s'installant préférentiellement sur les récifs frangeants et *Epinephelus fasciatus*

•

•

sur la pente externe et sur les récifs artificiels. De même, [Durville \(2002\)](#) en utilisant des filets de crête n'a capturé aucune post-larve de Lutjanidae sur les récifs frangeants de la Réunion, alors qu'elles étaient observées en grand nombre sur les récifs artificiels.

Concernant les migrations d'individus, on constate que la diminution du nombre d'espèces est principalement observée pendant l'été 2004 (période 4 et 5). Elle s'accompagne aussi d'une augmentation significative de la densité moyenne en période 5. Ces deux périodes sont caractérisées par deux épisodes de houle particulièrement intenses, liés au passage de deux cyclones tropicaux (Gaffilo et Elita) à proximité de la Réunion (cf. Fig. 15). Ces cyclones ont une incidence importante sur les conditions hydrologiques en générant des houles de grande amplitude, dont les effets physiques se font ressentir au-delà de 15 mètres de profondeur. C'est probablement l'agitation mécanique qui agit sur les peuplements. L'incidence ponctuelle des cyclones sur la diminution du nombre d'espèces a déjà été mise en évidence ([Letourneur, 1991](#) ; [Cummings, 1994](#)). [Letourneur \(1991\)](#) suggère qu'à la suite d'un cyclone, les poissons pourraient se réfugier dans des zones plus protégées. Cette redistribution serait temporaire car le nombre d'espèces et d'individus dans les zones de platier interne d'un récif frangeant de La Réunion ont augmenté après le passage d'un cyclone. Ce phénomène est interprété comme un retour à une situation normale suite à une redistribution des espèces ([Letourneur, 1991](#)).

Un phénomène comparable est observé sur les récifs artificiels. Suite au cyclone, les poissons ont pu migrer vers des zones plus profondes pour s'extraitre de l'action des houles. L'analyse montre que sur les structures de type F, certaines familles ont disparu pendant les périodes 4 et/ou 5 : les Fistularidae, les Tetraodontidae, les Lethrinidae, les Plotosidae et les Acanthuridae. Toutes ces familles sont à nouveau observées en période post-cyclonique (Table 18). La faible diversité spécifique observée en été 2004 pourrait être la conséquence de la perturbation liée à la houle cyclonique, qui aurait redistribué une partie des espèces vers des habitats naturels plus protégés.

176. Tableau 18 : Densité moyenne par famille des peuplements des structures artificielles de type filet (F) pendant les périodes 3 (avant épisodes cycloniques), les périodes 4 et 5 (épisodes cycloniques) et la période 7 (après épisodes cycloniques)

Familles / périodes	3	4	5	7
Acanthuridae	7,17	0,00	6,25	8,33
Apogonidae	0,00	0,00	0,00	1,25
Aulostomidae	0,75	0,20	0,50	2,58
Balistidae	0,67	1,00	0,38	2,42
Chaetodontidae	13,17	12,20	20,00	93,58
Cirrhitidae	0,25	0,10	0,00	0,00
Diodontidae	0,08	0,00	0,00	0,00
Fistularidae	0,50	0,00	0,00	0,08
Holocentridae	0,00	0,00	0,00	2,00
Labridae	0,17	0,00	0,00	0,00

Lethrinidae	1,92	1,40	0,00	2,67
Lutjanidae	159,00	214,00	1527,63	247,67
Mullidae	3,83	0,00	6,75	89,00
Plotosidae	1,67	0,00	0,00	7,50
Pomacentridae	1,17	1,30	0,50	0,75
Priacanthidae	0,25	0,90	8,88	14,50
Scorpaenidae	1,08	1,10	1,00	0,58
Serranidae	0,50	0,90	0,38	3,83
Siganidae	0,08	0,00	0,00	0,00
Tetraodontidae	1,25	0,00	0,00	0,33
Torpedinidae	0,17	0,00	0,00	0,08
Zanclidae	0,00	0,00	0,13	0,00
Nombre de familles	19	10	11	17
Densité totale (/100m ²)	193,67	233,10	1572,38	477,17
sans Lujanidae	34,67	19,10	44,75	229,50
%age des autres familles	18%	8%	3%	48%

Analyse des Indices taxinomiques

Les indices globaux sont souvent utilisés pour mettre en évidence des changements radicaux dans les communautés animales soumises à des activités humaines (pollutions, pêche). La structure des communautés est modifiée et quelques taxons deviennent dominants. Cependant, cette dominance brutale n'est pas forcément d'origine anthropique. Ainsi des recrutements exceptionnels peuvent faire chuter l'indice de Shannon (Lobry *et al.*, 2003). Dans notre cas, l'impact des houles se traduit par une diminution du nombre d'espèces, entraînant ainsi une diminution des indices de diversité. De fortes houles liées à des événements cycloniques sont observées pendant les périodes 4 et 5. Mais cette réponse diffère selon les indices. Alors que l'indice de diversité taxinomique (Δ) a une faible valeur en période 4 et 5, l'indice de diversité taxinomique inter individus (Δ^*) ne diminue qu'en période 5 et l'indice de Shannon en périodes 4. Ces réponses distinctes montrent les différences de sensibilité des indices aux composantes du peuplement.

Les valeurs basses de l'indice de diversité taxinomique (Δ) observées en périodes 4 et 5 n'ont donc pas la même signification. En période 4, une première influence cyclonique a eu pour effet de diminuer significativement le nombre de familles sur les structures de type F par rapport à la période 3 (de 19 à 10 en moyenne) sans diminution de la densité moyenne (193 – 233 par 100 m²). En période 5, le nombre d'espèces est resté faible (11 par récif), mais l'abondance moyenne a fortement augmenté (233 à 1572 par 100 m²). Cette augmentation de densité est due à l'installation massive de deux espèces (*Lutjanus kasmira* et *Lutjanus notatus*) qui va accroître la dominance d'un faible nombre d'espèces (Tableau 18). L'effet sur Δ^* est d'autant plus fort sur les structures de type F que le nombre d'espèces présentes y est faible. Δ^* est donc plus sensible à la dominance d'une espèce qu'à la diminution du nombre d'espèces. Inversement, Δ est plus sensible à la diminution du nombre de taxons qu'à la dominance d'une espèce. En analysant des peuplements de poissons de fonds meubles, Rogers *et al.* (1999) ont montré que la Diversité taxinomique inter-individus (Δ^*) apportait une meilleure résolution pour mettre en évidence des modifications de peuplements que des indices de diversité traditionnels. Inversement, Hall & Greenstreet (1998) montrent que les indices taxinomiques suivent les mêmes tendances que les indices traditionnels. Ils suggèrent ainsi que lorsque les perturbations de peuplement sont suffisamment importantes, les indices taxinomiques suivent les mêmes tendances temporelles que celles des indices traditionnels.

•

•

Dans notre cas, il semble que Δ , Δ^* et H' ont des sensibilités différentes aux fluctuations des peuplements étudiés. Ils sont donc complémentaires et permettent de discriminer l'influence de facteurs extérieurs sur les peuplements.

Ces indicateurs quantitatifs globaux montrent que, sur une période de 700 jours, les dynamiques d'évolution des peuplements associés aux différents types de structures sont différentes. Les indices utilisés ont permis de mettre en évidence l'impact de modifications brutales des peuplements liées à des influences extérieures et principalement sur les structures artificielles de type F.

Un autre aspect à prendre en compte est la diminution synchrone des Indices de Shannon, de Piélou et de la diversité Taxonomique au cours du temps. On peut se demander, si au-delà des perturbations majeures que constituent les épisodes cycloniques, cette tendance n'est pas représentative d'une évolution plus profonde des peuplements de chaque type de structure. Si cette évolution existe, est-elle similaire d'une structure à l'autre ?

Analyse spatiale

Pour chaque période, toutes les espèces responsables des dissimilarités entre les peuplements sont des espèces permanentes ou fréquentes sur chaque type de structures artificielles, à l'exception de *Myripristis sp.*, espèce exceptionnelle sur les récifs de type F (Tableau 16).

Analyse temporelle

Plus qu'une évolution dans la composition des peuplements qui aurait fait ressortir des espèces indicatrices différentes au cours du temps, il semble que ce soit **l'abondance de certaines espèces qui distinguent les peuplements des différentes structures au cours des périodes successives.**

L'évolution comparée des peuplements sur les trois structures artificielles (F, M et G) montre des modalités différentes. Les peuplements associés aux structures de type F subissent des changements réguliers et rapides qui semblent influencés essentiellement par des périodes de recrutement ou des cyclones. En considérant que les nappes de filet "miment" les herbiers de

•

•

phanérogames, les résultats sont cohérents avec ce qui est observé dans les herbiers où l'influence du recrutement sur l'évolution des peuplements a déjà été décrite (Aliaume, 1990 ; Guidetti, 2000).

Parallèlement, l'évolution des autres structures semble moins soumise aux influences extérieures. Pendant toute la première année (à l'exception de la phase de colonisation initiale), les peuplements de M et G sont similaires. En décembre 2003 et janvier 2004 (jours 10 et 11), l'incidence des conditions cycloniques se fait sentir en modifiant sensiblement les peuplements. Lors des périodes suivantes, alors que les peuplements de M vont encore être influencés par événements extérieurs (recrutements), les peuplements de G vont revenir à un stade précédent (Figures 44 et 45).

L'analyse des descripteurs globaux des peuplements et de leurs similarités, montrent qu'on peut distinguer des peuplements caractéristiques de chaque type de structure et que leur évolution dans le temps suit des modalités différentes. Si des peuplements pionniers sont observés sur tous les types de structure, les peuplements se stabilisent rapidement sur M et G alors que sur F, ils restent à un stade "juvénile" caractérisé par un faible nombre d'espèces. On peut noter l'influence des événements extérieurs (conditions océanographiques, recrutements, migrations) sur les peuplements de F, influence qui est beaucoup moins marquée sur M et G.

Sur F, les fluctuations quantitatives semblent pilotées par des fluctuations de la ressource et non par des contrôles internes des populations ("contrôlés de l'extérieur"; selon Frontier & Pichot-Viale, 1998). **Inversement sur M et G, la stabilité des peuplements et l'influence ponctuelle et peu marquée des événements extérieurs, iraient dans le sens d'une régulation interne des populations.** Ce point est conforté par l'évolution des biomasses qui tendent à augmenter sur M et G alors qu'elles restent à un niveau faible sur F.

Pour chaque période, les espèces qui contribuent le plus aux dissimilarités entre structures sont *Lutjanus kasmira*, *Lutjanus notatus*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Priacanthus hamrur*, *Myripristis* sp. Ces espèces d'intérêt halieutique peuvent connaître des fluctuations d'abondance importantes, notamment suite à des recrutements (tableau 18). Elles apparaissent à toutes les périodes de suivi (1 à 9) comme espèces discriminantes entre les peuplements des différentes structures.

•

•

6. INCIDENCE DE L'ÉCOLOGIE DES ESPECES DANS LE DEBAT ATTRACTION / PRODUCTION

6.1. INTRODUCTION

Dès son installation dans le milieu, un récif artificiel interagit avec son environnement. Souvent, la colonisation des récifs artificiels est le fait de peuplements existants dans les zones naturelles (Matthews, 1985 ; Bohnsack *et al.*, 1994 ; Wanthiez & Thollot, 2000). En concentrant les ressources et en les rendant plus accessibles aux engins de pêche, les récifs artificiels peuvent permettre d'augmenter la biomasse exploitée. Le taux biomasse exploitée / biomasse globale augmente et peut aboutir à terme à une surexploitation du stock (Polovina, 1991). Cette hypothèse est à privilégier dans le cas des espèces observées sur les récifs artificiels uniquement au stade de sub-adulte ou adulte. L'association d'une espèce au récif peut être évaluée en première approche par la permanence de cette espèce sur le récif. Inversement, l'hypothèse de production considère que les récifs artificiels (RARs) vont permettre d'augmenter la biomasse globale des ressources exploitées. Pour une espèce donnée, cette augmentation de biomasse peut intervenir par plusieurs processus (Harmelin & Bellan-Santini, 1996) :

1) En augmentant la production en juvéniles. Les habitats créés par les RARs sont hautement appropriés pour l'installation et la protection des juvéniles, conduisant à un recrutement local plus élevé et un meilleur taux de survie des juvéniles. Cela intervient lorsque les RARs sont correctement placés et spécialement conçus pour une fonction de nurserie.

2) En augmentant la production somatique. La nouvelle biomasse peut résulter de plusieurs mécanismes. Elle peut être produite par les individus associés au RAR qui bénéficient des ressources nutritives engendrées par ce récif ou par un transfert d'individus provenant d'habitats aux alentours. La production somatique peut également s'accroître par une meilleure protection des individus contre la prédation (Harmelin & Bellan-Santini, 1996) ou une augmentation de la biomasse des prédateurs qui viennent se nourrir sur les récifs artificiels (Wanthiez & Thollot, 2000).

3) En augmentant la production gonadale. La protection efficace apportée par les RARs, spécialement contre la pêche, permet d'obtenir, comme dans le cas des réserves, un nombre plus important de grands individus fertiles dont la fécondité est beaucoup plus forte que celle de petits individus fertiles (Bohnsack, 1990). En effet, la production gonadale des poissons est un multiple de la production somatique des adultes (Demartini *et al.*, 1994).

En zone tropicale, et particulièrement à la Réunion, les peuplements ichthyologiques des récifs artificiels sont dominés par les stades juvéniles (voir chapitre IV). Si les récifs artificiels peuvent permettre une production supplémentaire d'une espèce, c'est donc à travers les processus qui

intéressent les stades précoces (post-larves, juvéniles). La plupart des poissons récifaux, notamment ceux d'intérêt halieutique, ont un cycle de vie bipartite composé d'une phase pélagique (stade larvaire) et d'une phase benthique (stade juvénile et adulte), séparées par une phase d'installation (stade post-larve). C'est donc à travers une meilleure compréhension des processus d'installation et post-installation des juvéniles qu'on pourra déterminer si les récifs artificiels peuvent permettre une production supplémentaire.

La première partie de ce chapitre traitera donc des phénomènes d'installation et de post installation observés sur les récifs artificiels de différents types et entre récifs artificiels et milieu naturel. La production annuelle par type de récif artificiel a été calculée pour une espèce (*Myripristis berndti*).

Nous avons ensuite choisi de sélectionner des espèces qui, d'après les données bibliographiques, peuvent correspondre à chacun des modèles : attraction, production, situation intermédiaire. Ces différentes situations peuvent être rapprochées des catégories écologiques (types A, B et C) des espèces inféodées aux récifs artificiels (Nakamura, 1985).

Les espèces de type A sont des espèces qui vivent en contact avec le récif et qui colonisent les anfractuosités : on retrouve dans cette catégorie, les Serranidae comme *Epinephelus fasciatus*. Ces espèces fortement inféodées au substrat pourraient donc bénéficier du nouvel habitat que sont les récifs artificiels.

Les espèces de type B vivent à proximité du récif, mais ne sont pas en contact avec lui : on y retrouve les Lutjanidae (*Lutjanus kasmira*). Elles pourraient illustrer la situation intermédiaire.

Enfin, les espèces de type C sont les espèces pélagiques qui se retrouvent occasionnellement agrégées autour des récifs artificiels : on y retrouve essentiellement les Carangidae (genres *Caranx*, *Selar*, *Decapterus*). Pour cette famille, les récifs artificiels favoriseraient leur attraction mais sans permettre une production complémentaire. L'étude du comportement de ces espèces (mobilité et rayon d'action autour RAR) nécessite l'utilisation de méthodes acoustiques (Santos, 1997).

6.2. RECRUTEMENT ET RECIFS ARTIFICIELS (ESPECES A ET B)

6.2.1. Introduction

La comparaison des espèces s'installant dans les deux milieux, naturel et artificiel, est essentielle dans la gestion des ressources exploitées. Si une zone naturelle existante ne correspond pas aux exigences d'une espèce au moment de l'installation, la création d'un nouvel habitat peut permettre à cette espèce de s'installer là où elle n'aurait pu le faire auparavant. À l'échelle de la période de compétence de la larve (période pendant laquelle la larve a la capacité de s'installer), le récif artificiel peut donc permettre à un plus grand nombre de larves de s'installer sur une petite échelle (quelques km). Par contre, si le milieu naturel permet déjà à cette larve de s'installer, la mise en place d'un récif artificiel va rediriger une partie du pool larvaire vers ce nouveau milieu (Wilson & Osenberg, 2002). L'impact du récif artificiel sur la structure de la population dépendra alors des processus de régulation post-installation. Le bilan global pour l'espèce dépendra de la capacité du récif artificiel à compenser en croissance et/ou en survie les pertes du milieu naturel.

Une étude menée à la Réunion sur l'installation des poissons récifaux a montré que le niveau du flux larvaire à la Réunion est extrêmement faible, comparativement à d'autres régions de l'Indo-pacifique et que sa composition et son intensité sont variables d'une année à l'autre (Durville *et al.*, 2002).

Jusqu'à une période récente, on considérait que les larves étaient des particules inertes dont le déplacement et la survie en milieu pélagique étaient essentiellement contrôlés par les conditions océanographiques. On expliquait ainsi la forte variabilité temporelle et spatiale du recrutement par le caractère stochastique des conditions de milieu. Les facteurs de régulation des populations de poissons coralliens opéreraient essentiellement avant l'installation. C'est l'hypothèse du « recrutement limitant ».

Inversement, d'autres auteurs pensent que les facteurs de régulation des populations de poissons démersaux interviennent après l'installation des post-larves par des processus de régulation dont la plupart sont denso-dépendants. Dans ce cas, la limitation des ressources (habitat, nourriture) et la compétition avec les autres espèces vont limiter la taille des populations. C'est l'hypothèse « habitat limitant ».

En fait, les deux hypothèses ne s'opposent pas et sont probablement complémentaires. Les processus interviennent successivement au cours de la vie des cohortes et leur impact définira le niveau final de la population, notamment au moment de la première reproduction. Ainsi Vigliola (1998) a montré que les processus post-installation réduisaient sensiblement la variabilité du nombre de recrues par rapport aux flux larvaires.

- Afin de déterminer l'impact que peuvent avoir les récifs artificiels sur le recrutement des espèces démersales (types A et B), j'ai dans un premier temps cherché à caractériser la variabilité annuelle du recrutement sur des récifs artificiels en mesurant l'abondance et la diversité de l'ensemble des recrues au cours de deux cycles annuels (mars 2001 à avril 2003).

- J'ai ensuite comparé les espèces recrutant en milieu naturel et en milieu artificiel afin d'évaluer le nombre d'espèces concernées par le phénomène de redirection des larves vers les récifs artificiels. L'étude a été menée sur un an (avril 2002-avril 2003).

- Certains auteurs ont mis en évidence le fait que, pour certaines espèces, les larves ne s'installaient que dans certains milieux. Par exemple, *Haemulon flavolineatum* recrute essentiellement dans les herbiers et les mangroves (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002). Dans d'autres cas, c'est la configuration physique du site (pente, granulométrie) qui va être déterminante. Ainsi les sparidés recrutent préférentiellement dans des zones de galets peu profondes (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995 ; Vigliola, 1998). Certains mérous ne recrutent que dans des biotopes bien définis (Sale *et al.*, 1984a ; Light & Jones, 1997 ; Sluka *et al.*, 2000 ; présente étude) dépendant de la profondeur et de la configuration. J'ai donc cherché à savoir si la structure des RARs d'architectures différentes permettait de sélectionner les espèces qui s'installent.

6.2.2. Résultats

Observations sur le comportement des espèces après l'installation

En parallèle à l'estimation de la taille, des observations complémentaires ont été faites sur le comportement des jeunes poissons permettant éventuellement de mieux distinguer les recrues des juvéniles.

* Pour *Myripristis berndti* (Holocentridae), il ne semble pas y avoir de modification de comportement après l'installation. Les post-larves s'installent directement dans les cavités où elles seront observées par la suite.

* Pour *Epinephelus fasciatus* (Serranidae), les jeunes alevins sont posés sur le fond contre des blocs ou dans des cavités creusées par des organismes fouisseurs en périphérie du récif artificiel. Par la suite, les jeunes poissons vont coloniser les anfractuosités. La zone d'installation semble très précise, puisque au cours d'une phase de recrutement massif, les post-larves ont été observées uniquement à des interfaces sable/substrat dur (Tessier & Chabanet, soumis).

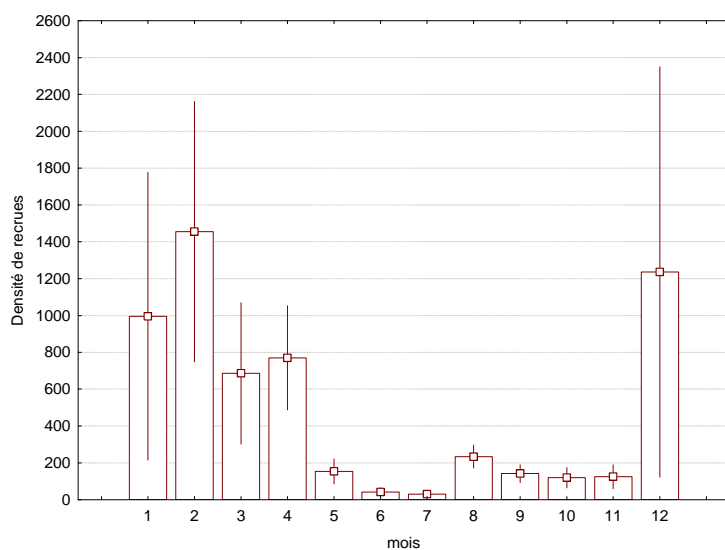
* Pour *Lutjanus kasmira* (Lutjanidae), les individus forment des agrégations de quelques individus à plusieurs centaines et sont observés à proximité des rochers ou autres composants des récifs artificiels jusqu'à une taille de 6 cm (environ 1 mois après l'installation). Ils se tiennent face au courant et captent de la nourriture dans le plancton. Au-delà de cette taille, ils commencent à intégrer les bancs d'individus plus grands qui se déplacent sur toute la surface du récif et dans la zone sableuse. Ils restent cependant cantonnés à l'interface entre les deux milieux. Au moment de l'installation, l'espèce est souvent associée à d'autres espèces du même genre (*Lutjanus bengalensis*, *Lutjanus notatus*).

Variations inter-annuelles et saisonnières du recrutement

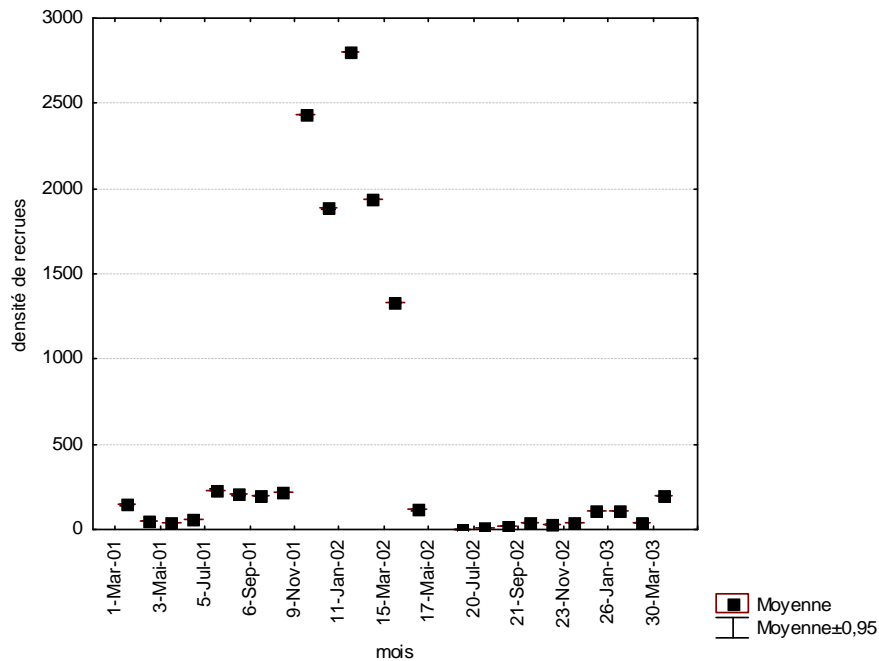
Les observations ont été faites sur trois récifs artificiels de la baie de Saint-Paul sur deux cycles annuels (mars 2001 à avril 2003). La taille des recrues a été estimée par famille (chap. 1.4.4.2.).

Le recrutement sur les récifs artificiels montre une saisonnalité marquée avec un maximum observé pour les mois de décembre à avril et un minimum pendant les mois de mai à novembre (Fig. 47). Cette différence est significative mois par mois (K-W, $X^2=19,77$; $dl=11$; $p<0,05$) et hautement significative entre les deux saisons (Mann Whitney ; $Z=2,89$; $p<0,01$).

La densité moyenne varie de 997 ind./100 m² (N=33) en été à 118 ind./100 m² en hiver (N=36). Cependant la variabilité inter-annuelle est élevée, avec notamment un très fort recrutement pendant la période estivale 2002 et beaucoup plus faible les autres années (Fig. 48).



177. Figure 47 : Densités moyennes des recrues (en nombre/100 m²) par mois (+ ou - écart-type) sur l'ensemble des récifs en Baie de St Paul (années 2001 à 2003).



178. Figure 48 : Densités moyennes de recrues observées par mois (en nbre/100 m²) sur les récifs de la baie de Saint-Paul entre mars 2001 et mai 2003.

Comparaison récif artificiel / récif naturel

Différentes modalités de recrutements sont observées entre les récifs artificiels et les récifs naturels. Pour les Ostraciidae, Mullidae, Balistidae, Lutjanidae, Aulostomidae, Acanthuridae, les

•

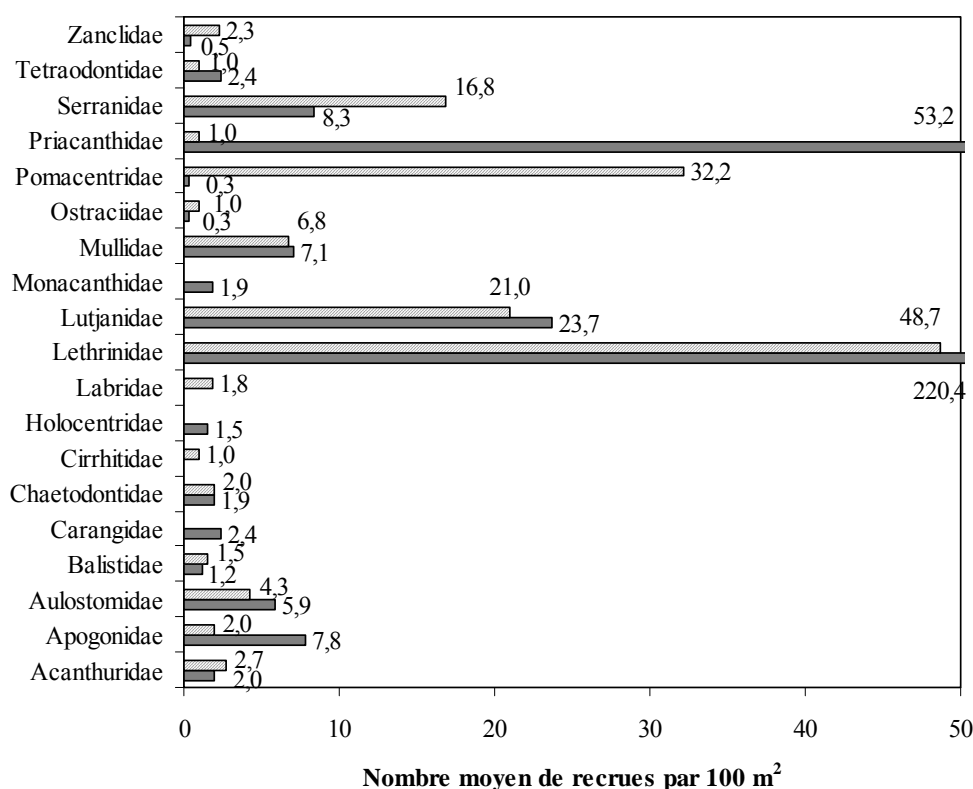
•

niveaux de recrutement sont comparables entre les deux milieux (Fig. 49). Pour d'autres familles (Priacanthidae, Chaetodontidae, Tetraodontidae, Lethrinidae), le niveau de recrutement est plus élevé sur les récifs artificiels que sur les récifs coralliens. Pour certaines familles, le recrutement n'a été observé que sur les récifs artificiels (Monacanthidae, Holocentridae, Carangidae). Enfin, les Pomacentridae, les Cirrhitidae et les Zanclidae recrutent presque exclusivement sur les récifs coralliens.

Certaines familles, recrutant sur les récifs artificiels, présentent des densités très élevées. Dans chaque cas, il s'agit d'un recrutement exceptionnellement élevé d'une espèce, comme *Priacanthus hamrur* (Priacanthidae) ou *Gnathodentex aurolineatus* (Lethrinidae).

Sur les 75 espèces observées, 21 recrutent dans les deux milieux, 12 uniquement sur la pente externe du récif corallien et 41 sur récifs artificiels.

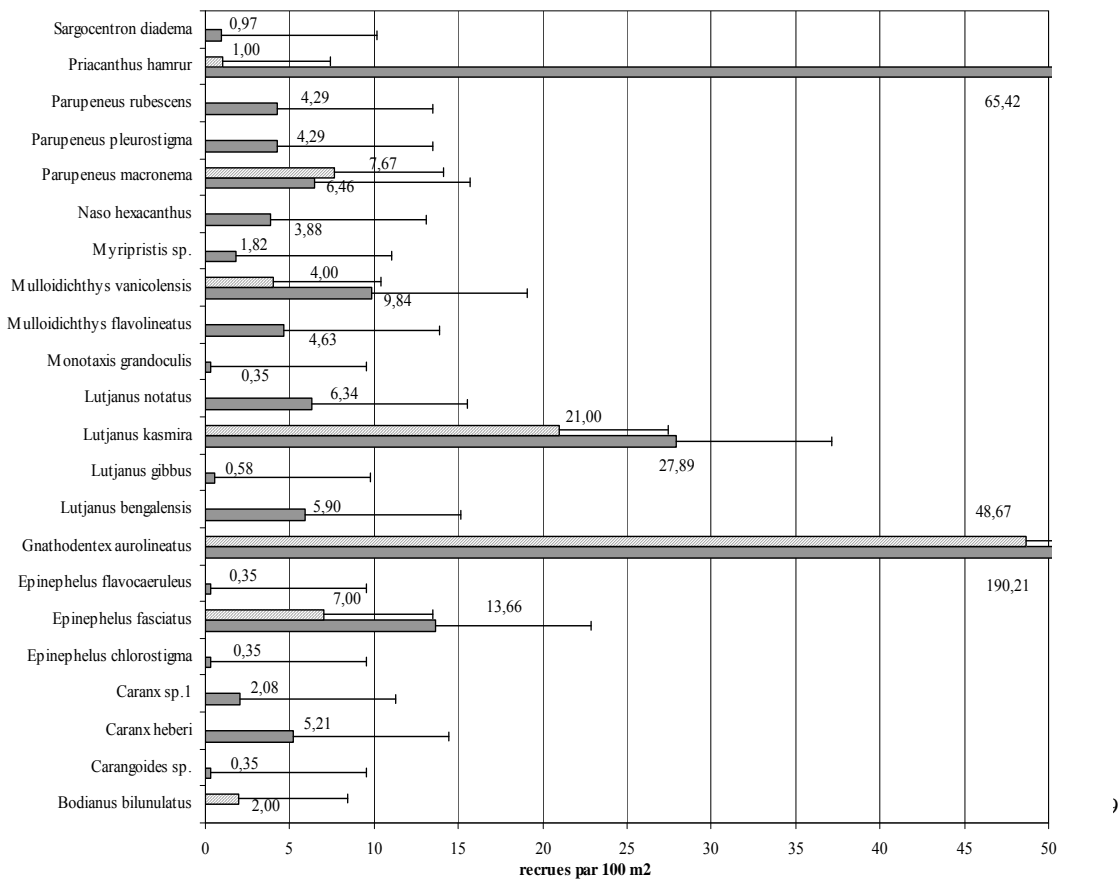
Sur un cycle annuel, les similarités des espèces nouvellement installées entre les deux milieux (récif naturel, récif artificiel) sont faibles (coefficient de Jaccard $C_j=0,18$). Cependant, en comparant les données des récifs artificiels avec les données de Durville (2002) récoltées en zone lagonaire, on remarque que le taux de similarité est du même ordre de grandeur ($C_j=0,18$). Enfin, en comparant les données récoltées sur la pente externe avec celles récoltées dans le lagon, on trouve une similitude encore plus faible ($C_j=0,08$).



179. Figure 49 : densité moyenne de recrues / 100 m² par famille et par type de milieu (barres hachurées : récif corallien ; barres grises : récif artificiel).

La densité moyenne de recrues observées est de 74,8 ind. /100 m² sur la pente externe du récif corallien, et de 144,4 ind. /100 m² sur récifs artificiels, sans que cette différence observée soit significative (U de M-W=316, p=0,54). Les espèces d'intérêt halieutique représentent 51% des recrues sur les récifs coralliens et 93% des recrues sur les récifs artificiels.

Cependant, la répartition par espèce n'est pas équivalente dans les deux milieux (Fig. 50). Ainsi certaines espèces n'ont été observées que sur les récifs artificiels comme *Naso hexacanthus*, *Mulloidichthys flavolineatus*, *Lutjanus notatus*, *Lutjanus gibbus*, *Lutjanus bengalensis*, *Epinephelus flavocaeruleus*, *Epinephelus chlorostigma*. D'autres espèces recrutent préférentiellement sur les récifs artificiels : *Priacanthus hamrur*, *Gnathodentex aurolineatus*, *Epinephelus fasciatus*. Enfin, d'autres recrutent indifféremment dans les deux biotopes : *Parupeneus macronema*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Lutjanus kasmira*.



180.

181.

182.

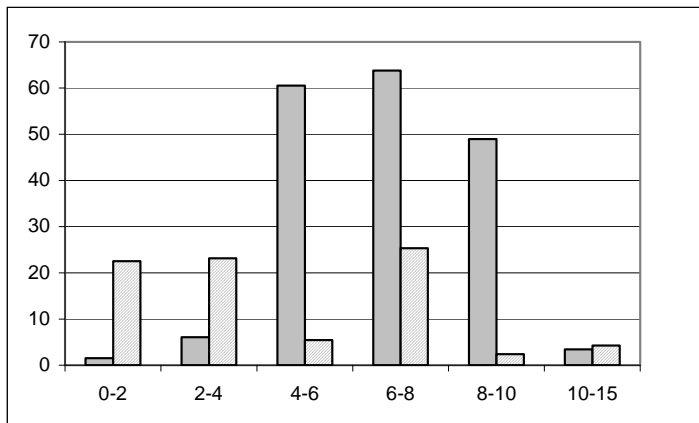
183.

184. Figure 50 : densité moyenne des recrues /100 m² observées par espèce d'intérêt commercial et par type de milieu (barres hachurées : récif corallien ; barres grises : récif artificiel). Les barres associés aux étiquettes indiquent l'erreur type.

La répartition des recrues par classe de taille (Fig. 51) montre que les espèces qui recrutent sur les récifs artificiels ont une taille post-installation plus élevée que celle recrutant sur les récifs coralliens. Cette différence est essentiellement due à la présence en abondance des Pomacentridae. Ces espèces ont une taille au recrutement faible (0-2 cm) et ne sont présents que sur les récifs coralliens. Sur les récifs artificiels, les espèces recrutant à cette taille sont essentiellement des Chaetodontidae.

185.

186.



187.

188. Figure 51 : proportion des abondances de recrues (%) en fonction des classes de taille (cm) et par type de milieu (barres hachurées : récif corallien ; barres grises : récif artificiel).

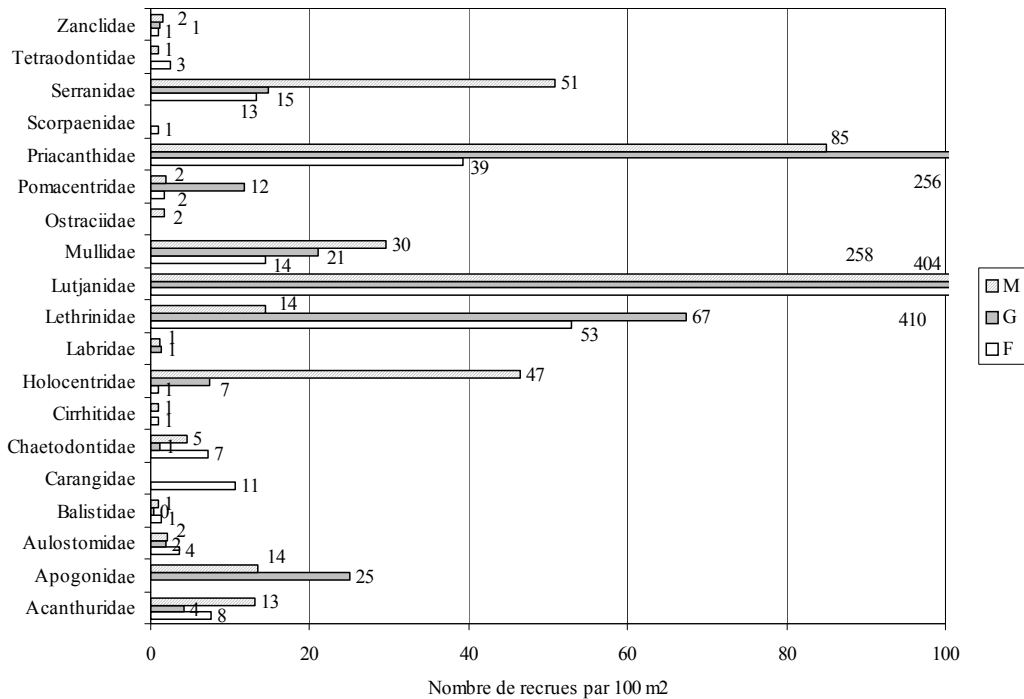
•

•

Comparaison entre récifs artificiels d'architectures différentes

Pendant les années 2003 à 2005, trois types de structure (filet, galet et maison) immergées en Baie de La Possession (2 structures de chaque type) et séparées de 300 mètre les unes des autres ont été suivies.

Peu de différences sont observées dans le nombre de recrues entre ces trois habitats. L'ensemble des familles se retrouvant sur les trois substrats, à l'exception des Labridae et des Apogonidae absents des filets, des Carangidae et des Scorpaenidae présents uniquement sur les filets et des Ostracidae, présents sur les maisons (Fig. 52). Cependant les niveaux de recrutement sont généralement faibles pour les espèces appartenant à ces familles et il est possible que l'absence d'observation soit plus liée à cette faible abondance qu'à une réelle absence. De plus, certains auteurs ont mentionné le comportement cryptique de certaines espèces après l'installation rendant leur observation difficile (Mc Farland & Ogden, 1985). En revanche, pour d'autres familles peu mobiles et situées en pleine eau après l'installation, leur comportement permet de mettre en évidence des niveaux de recrutement différents. Ainsi les Serranidae (essentiellement des Anthiinae) et les Holocentridae recrutent préférentiellement sur les structures de type maisons. Inversement, les Lutjanidae et les Lethrinidae recrutent préférentiellement sur les structures de type galets et filets.



189. Figure 52 : Densité moyenne des recrues (nombre/100 m2) par famille et par type de récif artificiel (M : Maisons ; G : Galet ; F : Filet).

Modalités du recrutement pour quelques espèces d'intérêt halieutique

L'analyse du recrutement par espèce montre que les modalités sont différentes d'une espèce à l'autre (Tab. 19 ; Fig. 53). *Lutjanus kasmira* recrute dans tous les biotopes, indifféremment sur récif artificiel et sur les récifs coralliens et sur tous les types de récif artificiel. Cependant, pendant la période de suivi, le nombre de recrutements observés est plus élevé sur les récifs artificiels (11) que sur les récifs coralliens (2). De même, le nombre de recrutements est plus élevé sur les filets (18) que sur les autres structures maison et galet de la baie de la Possession (7 et 8) pendant les deux années de suivi. Pour les autres espèces, la situation est plus contrastée.

Pour *Lutjanus notatus*, aucune recrue n'a été observée sur le récif corallien et le niveau de recrutement est faible sur les récifs artificiels de la baie de Saint-Paul. Inversement en baie de la Possession, le niveau de recrutement est élevé et similaire pour toutes les structures aussi bien en densité qu'en occurrence.

Gnathodentex aurolineatus recrute dans tous les milieux, mais significativement plus sur les récifs artificiels que sur le récif corallien. Par contre, aucune différence n'est observée dans le nombre de recrues entre les différentes structures artificielles de la baie de la Possession.

Pour *Priacanthus hamrur*, le recrutement semble extrêmement limité en milieu corallien, alors qu'il est très élevé sur les récifs artificiels. Ainsi, la moyenne des densités est statistiquement supérieure sur les galets (256,31 ind/m²), puis sur les maisons (85,08 ind/m²) et enfin sur les filets (39,31 ind/m²) (K-W, X²=10 ; dl=2 ; p<0,1).

Pour *Epinephelus fasciatus*, le niveau de recrutement est supérieur sur les récifs artificiels par rapport aux récifs coralliens. Aucune recrue n'a été observée sur les structures de type maison. Le niveau de recrutement n'est pas différent entre les deux autres structures, mais le nombre d'échantillons est faible (3 et 2 ind.). Les mêmes conclusions peuvent être tirées pour *Mulloidichthys vanicolensis*.

Aucun *Myripristis* n'a été observé sur les récifs coralliens et le niveau de recrutement est faible en baie de Saint-Paul. À La possession, le niveau de recrutement est le plus élevé sur les structures de type maison par rapport aux galets et aucun individu n'est observé sur les filets.

190. Tableau 19 : Nombre de recrutements observés pour les espèces d'intérêt halieutique les plus abondantes. Période 2001-2003 pour Saint-Paul, 2003-2005 pour La Possession.

191.

Site	Saint-Paul		La Possession		
	Récif corallien	Récif Artificiel	Filet	Maison	Galet
<i>Lutjanus kasmira</i>	2	22	36	16	14
<i>Lutjanus notatus</i>	-	5	5	3	4
<i>Priacanthus hamrur</i>	1	28	19	13	12
<i>Myripristis sp.</i>	-	5	-	2	2
<i>Gnathodentex aurolineatus</i>	5	15	4	15	14
<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	1	6	-	2	2
Moyenne ± écart type	2,25±1,89	13,5±9,85	16±14,99	8,5±6,83	8,0±5,93

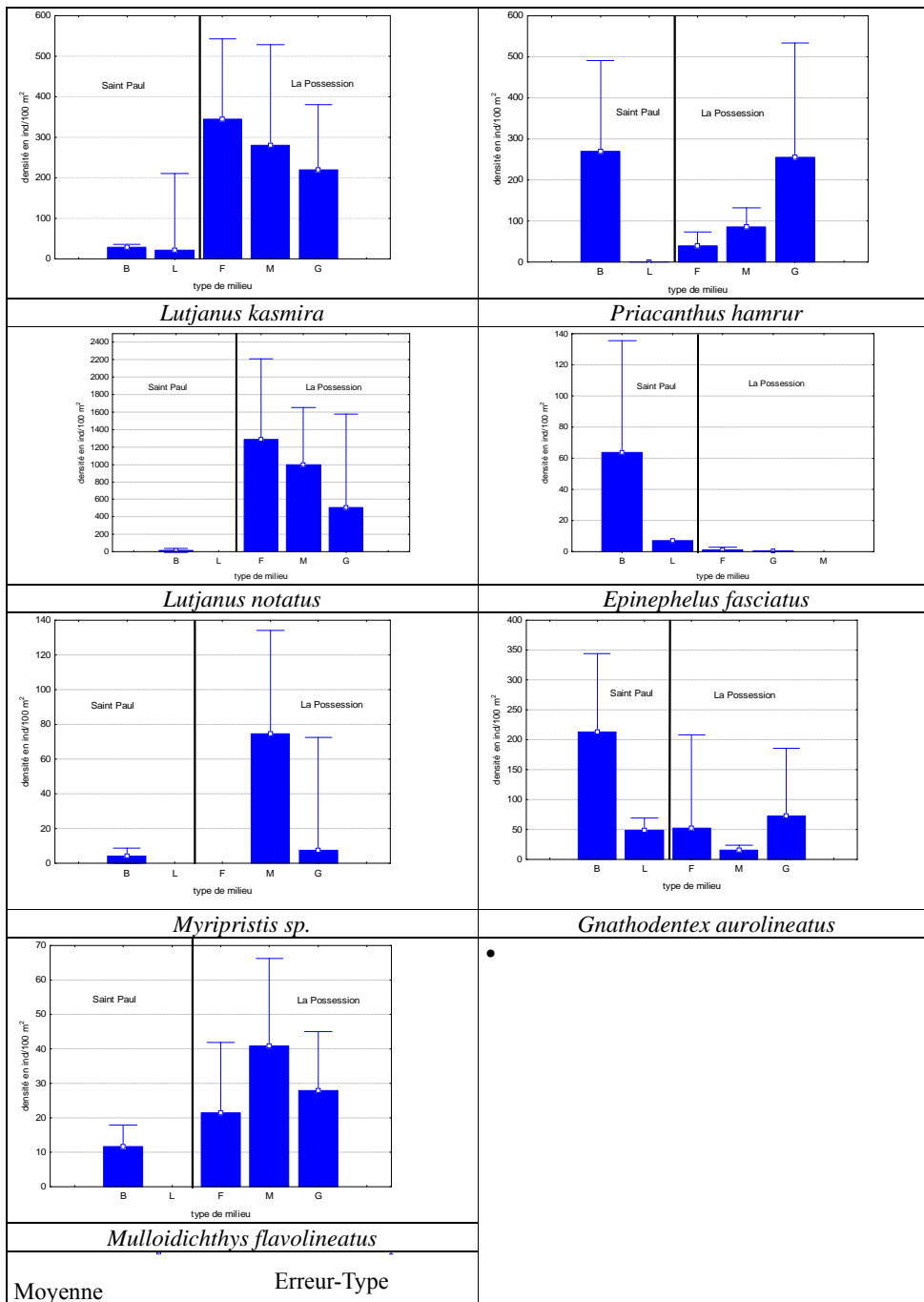


Figure 53 : Comparaison des densités moyennes de recrues entre deux biotopes à Saint-Paul (B : Récifs Artificiels de type « Bidon » et L : Récif corallien du Cap La Houssaye) ; entre différents types de récifs artificiels en baie de la Possession (F : Filet ; M : Maison ; G : Galet).

6.2.3. Estimation de la production

L'analyse des processus post-installation avait pour objectif de définir si, pour les espèces recrutant simultanément dans les biotopes naturels et artificiels, ou sur des récifs artificiels d'architectures différentes, on pouvait mettre en évidence des différences dans le taux de survie des juvéniles. En prenant en compte le fait que certaines espèces recrutent plus sur certains types de récifs que d'autres, j'ai essayé de voir si ce recrutement plus important permettait d'obtenir un nombre et une biomasse plus importants après deux ans d'observation.

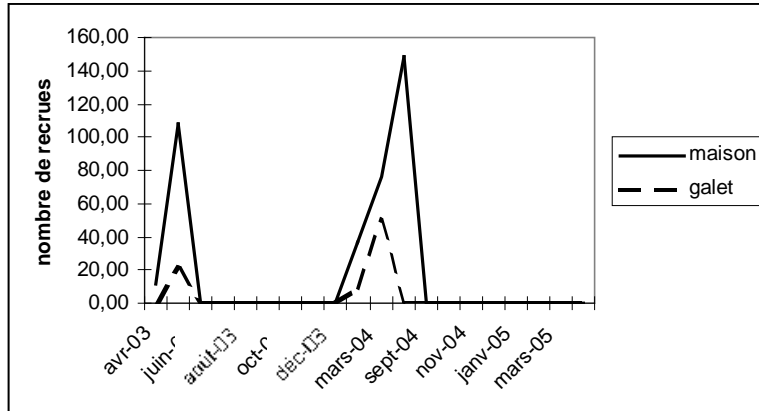
Espèces de type A

Parmi les espèces de type A, les espèces appartenant à la famille des Holocentridae sont installées de manière permanente sur les récifs artificiels de type galets et maisons. Ces espèces sont cryptiques et nocturnes. Elles sont communes dans la plupart des récifs coralliens et ont une importance économique non négligeable. Cependant leur comportement cryptique rend leur observation difficile. La mise en place de structures a été l'occasion de pouvoir observer ces espèces, y compris de jour. Ces observations m'ont permis d'estimer l'évolution de leur croissance et de leur densité par module et par type de récif (galet et maison).

La principale espèce observée est *Myripristis berndti*. C'est un planctonophage nocturne qui forme des bancs dispersés. Cette espèce est courante sur les récifs coralliens de la Réunion. Elle occupe les anfractuosités et affectionne les surplombs des récifs frangeants, jusque sur les pentes externes à des profondeurs allant de 1 à 50 mètres. Elle se nourrit principalement de plancton comme les larves de crabe (Randall & Greenfield, 1996).

Recrutement

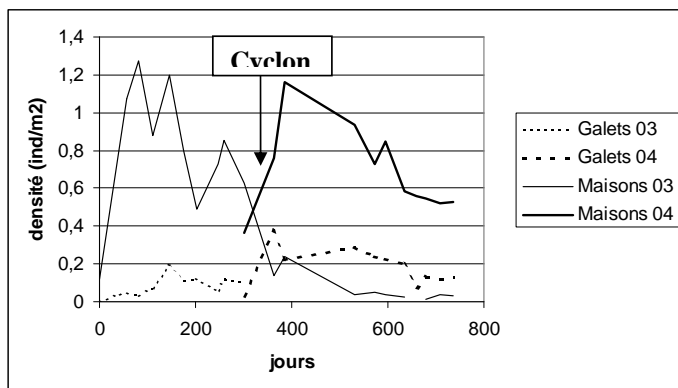
La période de recrutement est limitée dans le temps et centrée sur les mois d'avril et mai en 2003 et en 2004 (Fig. 54). La densité des recrues est significativement plus élevée sur les structures de type maisons (test U de Mann-Withney, $U=3$; $p=2,84\%$). Peu de juvéniles s'installent sur les récifs de type filet et ils disparaissent rapidement.



192. Figure 54 : nombre moyen de recrues de *Myripristis berndti* par type de récif (galet et maison) sur deux années successives (mars 2003 à mars 2005). La taille des recrues est comprise entre 4 et 6 cm.

Survie

Le niveau de recrutement est similaire sur les structures de type maison entre les deux années (Fig. 55). La mortalité a été plus forte en 2003 sur les deux types de récifs. Pour la cohorte de 2004 (Fig. 55), les densités après 700 jours sont plus fortes sur les structures de type maison ($0,5 \text{ ind/m}^2$) que sur les galets ($0,1 \text{ ind/m}^2$).



193. Figure 55 : densités des cohortes de *Myripristis berndti* en fonction du type de récif (galet et maison) et de l'année (2003 et 2004).

Croissance

Les observations ont été réalisées sur les structures de type maison où leur configuration permettait l'estimation des longueurs totales (LT) des poissons. Compte tenu de la courte période de recrutement, la croissance de l'espèce a été estimée pendant 786 jours à partir du recrutement (Fig. 56 méthode visuelle). La longueur estimée (au cm près) est la longueur totale relevée sur 5 poissons par structure. Un modèle de croissance a été appliqué aux données visuelles. Les paramètres du modèle utilisé (modèle de Von Bertalanffy) ont été calculés d'après le diagramme de Lockwood et ont permis de définir une Longueur maximale de 26,17 cm. La longueur totale (LT) a été estimée à 14 cm à 1 an et à 19,6 cm à 2 ans (Fig. 56).

194.

195.

196.

197.

198.

199.

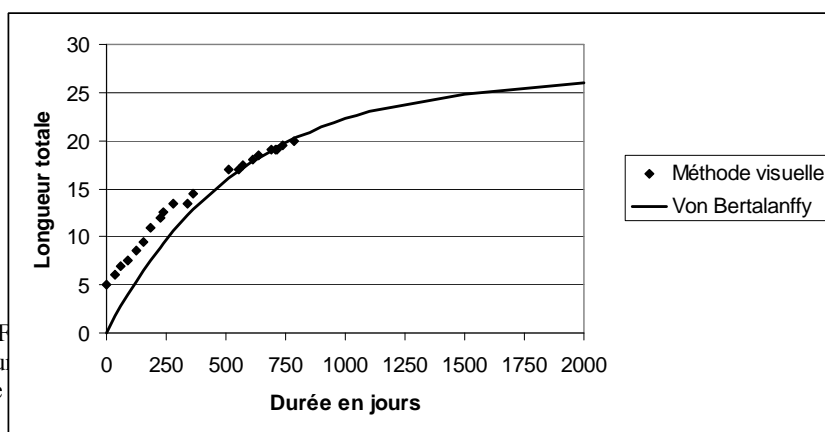
200.

201.

202.

Longueur

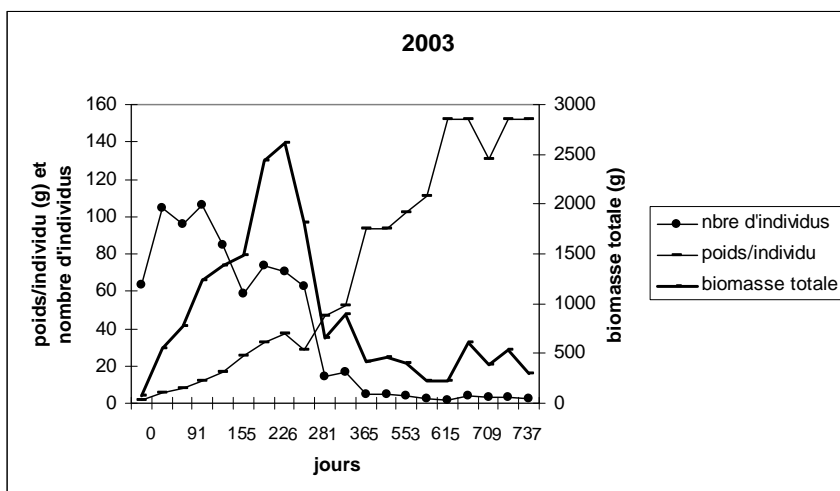
méthode



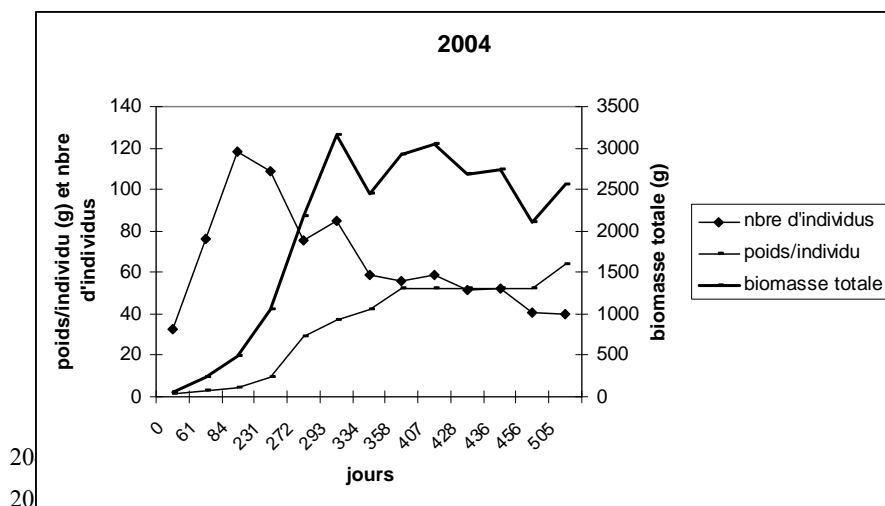
de type maison.
estimations par

Production

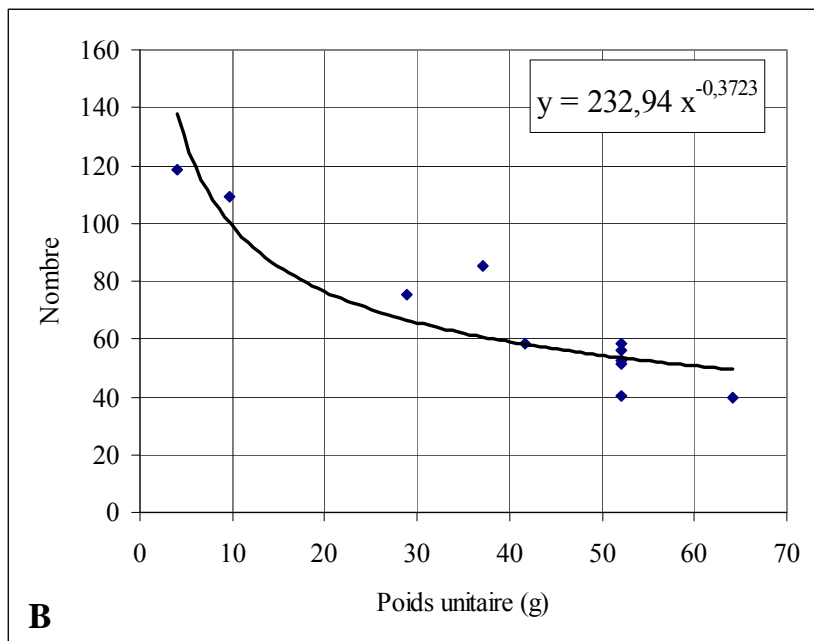
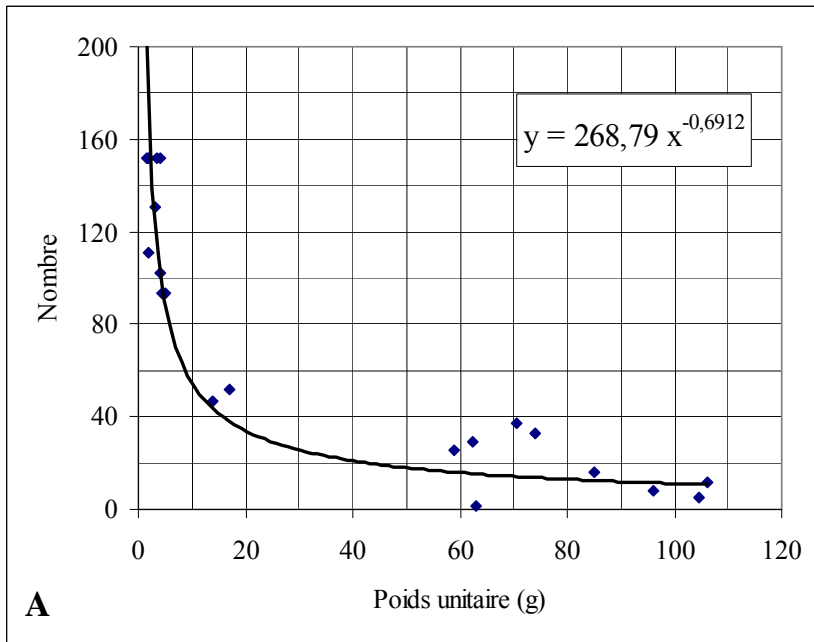
Elle a été calculée suivant la méthode d'Allen (ou méthode des cohortes). Fondée sur la dynamique des populations, elle est basée sur l'évolution du nombre d'individus de la cohorte et du poids moyen des individus qui permet de calculer une production par an et par surface (ou par structure). La production moyenne est variable et dépend essentiellement du taux de survie d'une année à l'autre. Cette survie est fortement influencée par l'hydrodynamisme puisque, pour la cohorte de 2003, la mortalité a été forte (la densité passe de 0,8 à 0,2 ind./m²) suite à un épisode de houle cyclonique. La production annuelle par cohorte a été estimée à 0,5 kg par structure en 2003 et 2,5 kg par structure en 2004 (Fig. 57 et 58). En prenant en compte la croissance et la survie, on peut aussi calculer la production disponible sur le récif au cours du temps (Fig. 59A et 59B).



203. Figure 57: évolution du nombre d'individus, du poids par individu et de la biomasse totale de *Myripristis berndti* de 2003 sur les maisons entre mars 2003 et mars 2005.



206. Figure 58 : évolution du nombre d'individus, du poids par individu et de la biomasse totale de *Myripristis berndti* de 2004 sur les maisons entre mars 2004 et mai 2005.



207. Figure 59 : courbe d'Allen (nombre d'individus / poids unitaire) permettant de calculer une production de la cohorte de *Myripristis berndti* en fonction de la taille à l'exploitation. A : 2003 – B : 2004.

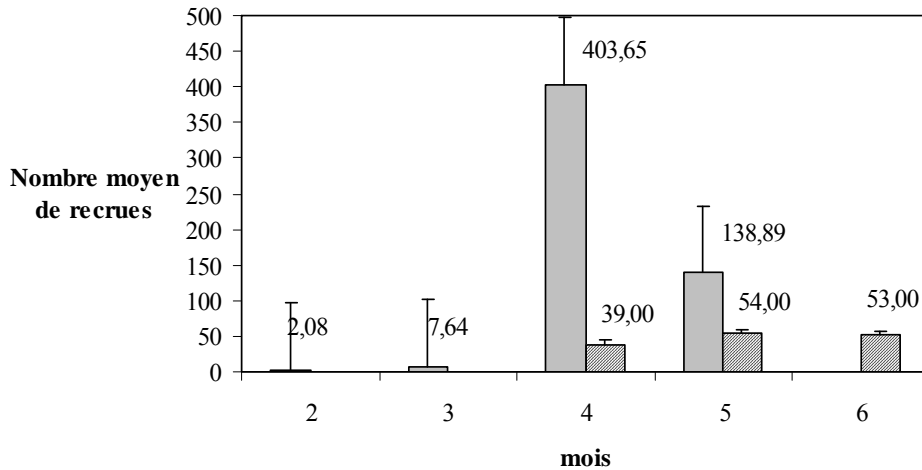
Espèces de type B

Pour ces espèces, nous nous sommes intéressés aux espèces les plus fréquentes, *Lutjanus kasmira* et *Gnathodentex aurolineatus*. La méthode retenue est celle utilisée pour les espèces de type A).

Pour ces espèces, la production n'a pas pu être calculée pour deux raisons :

Pour *Lutjanus kasmira*, des variations importantes d'abondance sur chaque structure au cours de l'année laissent supposer que l'espèce n'a pas une fidélité forte au récif artificiel. D'autre part, une fréquence élevée du recrutement (jusqu'à 6 recrutements par an sur les filets), rendent difficile l'identification des cohortes et donc l'estimation de la survie. Ce cas particulier est traité au paragraphe 6.4.

Pour *Gnathodentex aurolineatus*, le recrutement est plus précoce sur les récifs artificiels que sur les récifs coralliens (Fig. 60). Ce décalage temporel du recrutement pourrait conforter l'hypothèse d'une colonisation successive de différents milieux par l'espèce au cours du temps, le récif artificiel constituant une zone de pré-installation avant que l'espèce colonise le récif corallien (Pothin *et al.*, sous presse). Le fait que les individus migrent au cours de leur croissance ne permet pas d'estimer la croissance par des méthodes visuelles. L'estimation de la survie et des migrations pourrait être abordée par des marquages classiques)



208. Figure 60 : Moyenne et écart type du nombre moyen de recrues de *Gnathodentex aurolineatus* sur le récif corallien (barres hachurées) et sur les récifs artificiels (barres grises) pendant les mois de février (2) à juin (6) 2002.

6.2.4. Discussion sur le recrutement

Les études précédentes menées à la Réunion ont montré que les récifs coralliens, et notamment les zones protégées par la barrière récifale, avaient un rôle de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons démersaux (Chabanet & Letourneur, 1995 ; Durville, 2002). Ainsi, les zones lagonaires de l'île sont le siège du recrutement larvaire pour une cinquantaine d'espèces ichthyologiques récifales de novembre à mai. L'abondance moyenne des recrues par 100 m² est estimée à 11,3 ± 13,7 dans l'arrière récif et à 16,6 ± 14,2 sur le platier interne (Durville, 2002).

Les données récoltées dans le cadre de cette étude montrent aussi une saisonnalité du recrutement sur les récifs artificiels et les récifs coralliens avec une période de fort recrutement en été austral (décembre à avril) et une période de faible recrutement en hiver (mai à novembre). Cependant la variabilité inter-annuelle semble beaucoup plus forte sur les récifs artificiels que dans les zones lagonaires. Elle est d'un facteur 3 dans les lagons (Durville, 2002) alors qu'elle est d'un facteur 10 sur les récifs artificiels (Fig. 48). La majeure partie des recrues observées sur les récifs artificiels appartient à un faible nombre d'espèces courantes dans les récifs coralliens (*Lutjanus kasmira*, *Epinephelus fasciatus*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Priacanthus hamrur*, *Gnathodentex*

aurolineatus, *Myripristis sp.*). Parmi ces espèces, certaines recrutent aussi bien en milieu corallien que sur les récifs artificiels (*Lutjanus kasmira*, *Epinephelus fasciatus*), alors que pour d'autres, le recrutement n'a été observé que sur les récifs artificiels (*Myripristis sp.*). Même si ces observations demandent à être confirmées par un échantillonnage de plus longue durée sur les pentes externes des récifs coralliens, elles ont des conséquences directes sur l'utilisation des récifs artificiels dans l'exploitation des pêcheries.

Le faible taux de similarité entre les espèces recrutant sur la pente externe et les récifs artificiels alors que les comptages ont été effectués les mêmes jours, suggère que les post-larves peuvent, dans une certaine mesure, « choisir » leur site d'installation. Cependant notre fréquence d'échantillonnage (au moins 15 jours entre deux comptages successifs) ne permet pas d'éliminer l'hypothèse d'une mortalité rapide des post-larves dans un milieu non favorable à leur survie. On peut néanmoins remarquer qu'il y a plus de similarité entre les espèces recrutant à l'intérieur du récif frangeant et sur les récifs artificiels, ou entre la pente externe et les récifs artificiels, qu'entre l'intérieur du récif frangeant et la pente externe. Par contre, les espèces *Chromis nigrura* et *Chromis dimidiata* recrutant préférentiellement sur la pente externe, n'ont été observées ni à l'intérieur du récif frangeant (Durville, 2002), ni sur les récifs artificiels.

La présence d'une espèce sur un récif artificiel suppose qu'elle a modifié les caractéristiques de sa vie « naturelle » pour être capable d'exister dans son nouvel environnement (Bortone & Kimmel, 1991). La possibilité pour les larves de sélectionner leurs habitats est de plus en plus admise au regard de leurs capacités sensorielles et motrices. En effet, des études physiologiques et comportementales récentes apportent des informations très précises sur les facultés sensorielles des larves, notamment sur l'ouïe (Simpson et al., 2004), l'odorat (Wright, 2005) et la vision (Siebeck, 2005), mais aussi leurs capacités de nage aussi bien en vitesse (Leis, 2005 ; Fisher, 2005), qu'en endurance et orientation (Leis, 2005). Tous ces éléments sont en faveur d'un processus actif de sélection de l'habitat par les larves au moment de l'installation, ce qui peut expliquer la faible similarité entre les recrutements de la pente externe, des zones d'arrière-récif et des récifs artificiels. Il semble aussi que cette « adaptabilité » à un nouvel environnement soit plus ou moins limitée en fonction des espèces. Ainsi *Lutjanus kasmira* recrute dans tous les milieux avec des densités de recrues équivalentes, *Epinephelus fasciatus* recrute en plus grande quantité sur les récifs artificiels alors que *Priacanthus hamrur* est observé presque exclusivement sur les récifs artificiels. Au contraire, pour les Pomacentridae ou les Labridae, l'adaptation aux nouveaux habitats semble plus difficile puisque seules deux espèces ont été observées au stade recrue sur les récifs artificiels (*Dascyllus trimaculatus* et *Labroides dimidiata*).

Ces différences de capacité d'adaptation peuvent expliquer en partie le fait que les jeunes recrues ne soient pas réparties de façon homogène dans les différents milieux. Ce constat se retrouve aussi sur des récifs artificiels d'architectures différentes sur lesquels des niveaux de recrutement peuvent différer en fonction des espèces. Ainsi les Serranidae de la sous-famille des Anthiinae (essentiellement *Pseudanthias cooperii*) se retrouvent essentiellement sur les structures de type maisons. Pour les *Myripristis*, l'observation du comportement sur les structures de type maison montre que c'est une espèce cryptique dès l'installation. Ce comportement peut expliquer que l'espèce n'a pas été observée sur les récifs coralliens où la complexité des caches ne permet pas l'observation visuelle des recrues. Par contre, l'absence de l'espèce sur les structures de type filet a été effective sur l'ensemble des suivis. Les observations réalisées dans les zones sableuses lors du recrutement massif de *Epinephelus fasciatus* montrent que, dans ces zones, le niveau de recrutement est faible et voué à l'échec. Des observations similaires ont été faites lors des recrutements massifs (*Gnathodentex aurolineatus* en 2002 ; *Lutjanus kasmira* et *Lutjanus notatus* en 2004) pendant lesquels des plongées aléatoires dans les zones sableuses n'ont jamais permis de détecter la présence de recrues de ces espèces, alors que sur les récifs artificiels les densités étaient élevées. Ces observations corroborent les études précédentes qui ont montré qu'en zone sableuse, la présence d'un habitat rocheux, indépendamment de ses caractéristiques structurales, permettait le développement de peuplements diversifiés (Bohnsack *et al.*, 1994 ; Jenkins & Wheatley, 1998). Mais ces observations montrent aussi que l'habitat peut aussi jouer un rôle dans la sélection des espèces qui s'installent et dans le succès du recrutement. Même si l'importance respective des processus de sélection active (choix des larves pour un habitat) ou de régulation (prédation, compétition) responsables de ces différences n'est pas déterminée, la structure de l'habitat joue un rôle essentiel dans le succès du recrutement. Malgré le constat fait sur les récifs coralliens d'une diminution du succès du recrutement dans les zones dégradées et donc offrant un habitat plus monotone (Chabanet & Letourneur, 1995), ce constat est à moduler selon les espèces. Alors que *Gnathodentex aurolineatus* est pratiquement absent des structures ayant la plus faible habitabilité (filet), les recrutements les plus fréquents sont observés pour *Lutjanus notatus* sur ces structures. Si le seul mécanisme intervenant dans le niveau de recrutement était la prédation, le maximum de recrutement serait observé pour toutes les espèces dans le même milieu. Or, les résultats suggèrent une distinction entre les habitats sans que nous puissions déterminer si elle provient d'une sélection active des larves ou d'une interaction habitat/comportement qui fait que l'habitat « sélectionnerait » les espèces qui persistent.

6.3 ANALYSE PAR TYPE D'ESPECE

Le premier groupe (type A) comprend les espèces qui sont en contact direct avec le récif et occupent souvent les cavités, ou anfractuosités du récif ; elles appartiennent aux familles suivantes : (Apogonidae, Serranidae, Scorpaenidae, Aulostomidae, Plotosidae). Le second groupe (type B) comprend les espèces présentes à proximité du récif, mais ne sont pas en contact direct avec lui (Lutjanidae, Priacanthidae, Mullidae). Le troisième groupe (type C) comprend les espèces rencontrées autour du récif en pleine eau ou dans la zone pélagique (Carangidae, Caesionidae). La distinction des trois types d'espèces est basée essentiellement sur des critères comportementaux.

6.3.1. Influence du biotope sur une installation massive et la mortalité post-installation de mérous de récifs coralliens *Epinephelus* spp.

Résumé

Après une installation massive de post-larves de poissons coralliens à l'île de la Réunion, nous avons comparé pendant 7 semaines, l'amplitude de l'installation et les processus post-installation (taux de survie journalier et taux de survie global, et leur densité-dépendance) de deux mérous (*Epinephelus merra* et *E. fasciatus*) dans différents biotopes, des récifs coralliens (arrière récif, platier interne, pente externe) et à des récifs artificiels installés sur des fonds meubles. Les transects ont été suivis tous les 4 à 5 jours sur une période de 7 semaines.

Les espèces s'installent préférentiellement dans certains biotopes : *E. merra* principalement à l'intérieur des récifs frangeants (arrière récif et platier interne) et *E. fasciatus* sur la pente externe et sur des structures artificielles. Pour les deux espèces, l'évolution des densités des post-larves en fonction du temps montrent des tendances différentes. Alors que pour *E. merra* la courbe suit une tendance linéaire, pour l'autre espèce, *E. fasciatus*, la courbe suit une fonction puissance. Pour *E. merra*, la corrélation entre les taux de survie et la densité initiale de post-larves suit une courbe logarithmique alors qu'il n'y a pas de tendance significative pour *E. fasciatus*. Ces résultats suggèrent que le résultat du recrutement des post-larves de *E. merra*, installées dans le récif frangeant est densité-dépendant alors qu'il est densité-indépendant pour *E. fasciatus*. Pour ce dernier, installé dans un environnement plus ouvert (pente externe, baie sableuse), le succès du recrutement est d'avantage fonction des facteurs physiques tel que l'agitation de la mer. Ces résultats ont des implications importantes pour la gestion de ces ressources.

Introduction

La plupart des poissons coralliens ont une phase larvaire pélagique suivie par une phase benthique ; l'installation étant définie comme la migration de la larve d'un environnement pélagique à des environnements benthiques (Sale *et al.*, 1984b). De nombreux auteurs ont montré que l'intensité de l'installation des poissons est variable dans l'espace et le temps (*e.g.* Dufour, 1992 ; Durville *et al.*, 2002). Durant cette phase, les larves des poissons coralliens seraient capables de détecter la localisation des récifs, les rendant aptes à modifier activement leur position et, potentiellement, de contrôler le temps, le site et leur mode d'installation (Stobutzki & Bellwood, 1998). À la suite de l'installation, les alevins poursuivent leur développement jusqu'au moment où ils rejoignent les populations précédemment installées, moment correspondant au recrutement. La persistance des populations à travers le temps est liée à la fréquence des recrutements en conjonction avec la durée de vie des individus (Cowen, 1985). Pour des espèces à durée de vie longue, comme les Serranidae, des recrutements massifs rares, souvent liés à des conditions hydrographiques particulières comme les cyclones (Shenker *et al.*, 1993 ; Letourneur *et al.*, 1998 ; Chabanet *et al.*, 2005), peuvent suffire à assurer le renouvellement des populations. Cependant, la mortalité des post-larves durant la phase suivant leur installation détermine le succès du recrutement, qui conditionne lui-même, la gestion des pêcheries coralliennes (Boehlert, 1996).

Après l'installation, la densité des post-larves est simultanément régulée par des facteurs environnementaux qui sont indépendants de la densité de la population, comme ceux associés aux conditions cycloniques (Bohnsack *et al.*, 1991), et aussi par des facteurs denso-dépendants, dont le plus important est la prédation (Doherty & Sale, 1985 ; Victor, 1986 ; Shulman & Ogden, 1987 ; Carr & Hixon, 1995 ; Hixon & Carr, 1997 ; Planes & Lecaillon, 2001 ; Durville *et al.*, 2002). Certains auteurs ont mis en avant le fait que l'impact de la prédation peut varier en fonction de l'habitat (Connell & Jones, 1991 ; Connell, 1997). Sur les récifs artificiels, localisés loin des récifs coralliens par exemple, le recrutement des juvéniles s'accroît lorsque la prédation décroît (Shulman, 1985). Si les abris sont utilisés par les proies pour éviter les prédateurs, on peut raisonnablement postuler que la forte relation entre les abris et le nombre de juvéniles est causée par une relation négative entre le risque de prédation et la disponibilité en habitat (Steele, 1998). Dans le cas de récifs artificiels, la possibilité de procurer plus d'abris efficaces limite les effets de la prédation et, en conséquence, diminue le taux de mortalité des juvéniles (Beets & Hixon 1994 ; Connell, 1997).

•

•

Mais inversement, ces récifs peuvent potentiellement attirer des densités remarquables de poissons, un facteur qui peut conduire à une augmentation de la prédation naturelle, limitant ainsi leur efficacité (Bohnack *et al.*, 1994 ; Wantiez & Thollot, 2000).

Pour les poissons coralliens, et plus particulièrement les mérours, les faibles densités habituelles de larves et recrues, ainsi que le comportement cryptique des post-larves, rendent les études sur leur installation benthique et les phénomènes post-installation difficiles, voire impossibles. À l'île de la Réunion, un recrutement massif exceptionnel d'*Epinephelus* spp. en 2002 nous a donné l'opportunité d'étudier les processus d'installation de mérours. Le cyclone tropical Harry, qui s'est développé dans le sud-ouest de l'Océan Indien du 7 au 13 mars 2002, a généré une grosse houle et de forts courants côtiers auxquels ont été associés des afflux majeurs de recrues de poissons. Dans cette étude, nous avons comparé l'ampleur et les processus post-installation (taux de survie quotidien, taux de survie globaux et leur densité-dépendance, tendance de la survie) de deux mérours (*Epinephelus merra* et *E. fasciatus*), dans différents environnements, associés aux récifs coralliens et aux sédiments meubles.

Matériels et méthodes

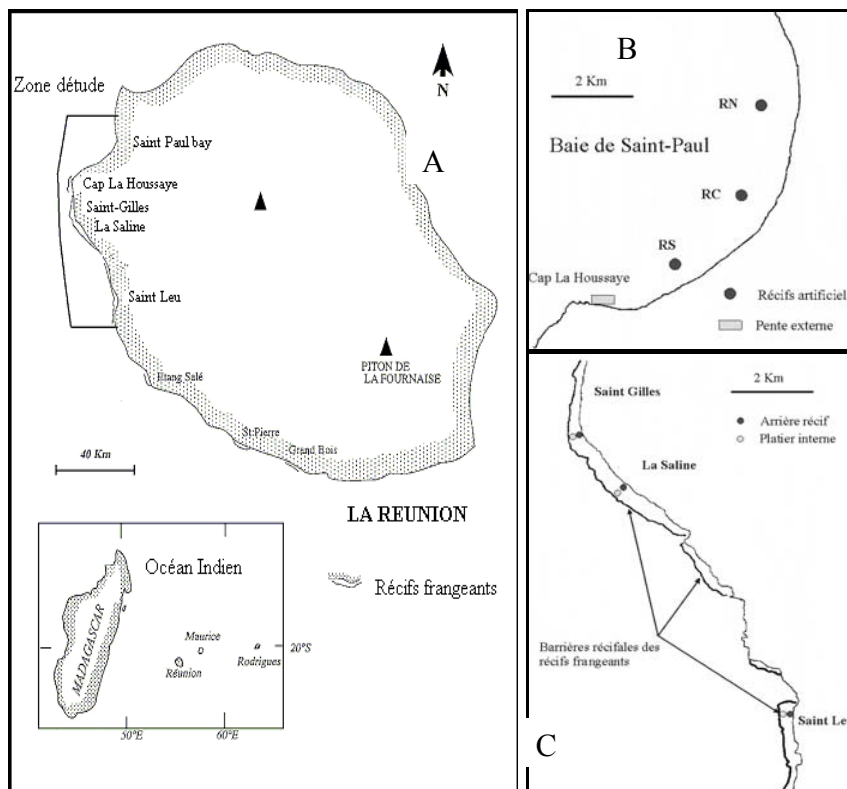
Zone d'étude

Les récifs coralliens de la Réunion, d'une longueur totale de 25 km, sont situés le long des côtes sèches de l'ouest et du sud-ouest de l'île, où ils forment une ceinture discontinue commençant au sud de la baie de Saint-Paul. En allant de la plage vers le front récifal, le récif corallien peut être divisé en trois parties : l'arrière récif, le platier récifal et la pente externe (Montaggioni & Faure, 1980). Les principales formations récifales sont, du nord au sud, le complexe récifal de St-Gilles/La Saline, St-Leu, Etang-Salé et St-Pierre. En dehors des récifs coralliens, les principaux biotopes sont les côtes rocheuses (≈ 100 km de long) et les côtes caractérisées par des fonds meubles (sableux et/ou vaseux), mélangés à des petits blocs basaltiques (≈ 90 km de long) (Figure 1).

Les côtes de la Réunion sont exposées à de fortes conditions hydrodynamiques, principalement dues aux vents alizés du sud est pendant la saison fraîche (juin à octobre) et aux cyclones tropicaux pendant la saison chaude (novembre à mai). Le cyclone tropical Harry, qui s'est développé dans le sud ouest de l'Océan Indien du 7 au 13 mars 2002, a généré de grosses vagues et de forts courants auxquels ont été associés des afflux majeurs de larves de poissons (Chabanet *et al.*, 2005).

•

•



209. Figure 61 : localisation des stations d'étude. A : zone globale d'étude ; B : Baie de St Paul (récifs artificiel RC : récif centre, RA : récif sud, RN : récif nord) ; C : récifs de St Gilles/La Saline et St Leu (les cercles représentent les stations suivis).

Zones et sites d'échantillonnage

Les premières recrues ont été observées le 15 mars 2002, dans un élevage aquacole, où elles ont été piégées par un système de pompage de l'eau de mer. Le « nuage » larvaire, estimé le même jour par piège lumineux, était composé principalement de mérus *Epinephelus merra* et, dans une moindre mesure, de *E. fasciatus* et d'autres familles (Acanthuridae, Chaetodontidae, Mullidae, Lutjanidae). Après un jour de suivi, *E. merra* était observé à l'intérieur des récifs frangeants (arrière récif et platier récifal) à une profondeur d'1 mètre tandis qu'*E. fasciatus* était observé sur la pente externe à plus grande profondeur (15 m). *E. merra*, a été trouvé à l'intérieur des récifs frangeants de St-Gilles/La Saline et St-Leu, alors que *E. fasciatus* était observé sur la pente externe

du Cap La Houssaye (une structure corallienne embryonnaire) et sur des récifs artificiels installés en zone sableuse en baie de Saint-Paul, à proximité du cap La Houssaye (Fig. 61). Ces récifs artificiels, installés en 2001, sont faits de modules de tailles identiques (288 m²), situés à une profondeur de 15 m. La distance moyenne entre les modules (RS, RC, RN) est d'environ 1 mile. La partie centrale de chaque module (6 m²) est faite de bidons en plastique, pneus et lanières plastique qui simulent des cavités et des feuilles d'herbiers (Tessier *et al.*, 2005). Cinq sites ont été sélectionnés (St-Gilles, La Saline, St-Leu, Cap La Houssaye et St-Paul) pour le suivi, compte tenu du fait que les post-larves y ont été observées. Les biotopes sélectionnés étaient l'arrière récif (AR), le platier interne (PI) pour St-Gilles/La Saline et St-Leu, ces biotopes étant situés à l'intérieur des récifs coralliens frangeants. Les autres biotopes sélectionnés sont situés à l'extérieur des récifs frangeants, sur la pente externe (PE) pour le Cap La Houssaye, et sur les récifs artificiels (RS, RC, RN) pour la baie de Saint-Paul (Fig. 61).

Techniques d'échantillonnage

Nous avons déterminé une zone d'échantillonnage par site et par biotope : ainsi 11 zones d'échantillonnage ont été définies. Les caractéristiques benthiques de ces zones ont été établies (Tab. 20). L'habitat a été décrit à travers un indice semi-quantitatif (H), allant de 1 (peu de caches) à 3 (très forte habitabilité). L'abondance des nouvelles post-larves a été déterminée par comptage visuel le long de trois transects permanents standardisés (10 x 2 m), positionnés dans chaque zone d'échantillonnage. Au total, 33 transects ont été suivis à des intervalles de 4 à 5 jours pendant une période de sept semaines, depuis le 16 mars 2002 (jour 0) au 30 avril 2002 (jour 46), en apnée à l'intérieur du récif frangeant et en plongée subaquatique sur la pente externe et les récifs artificiels en zone sableuse.

210. Tableau 20 : couverture benthique (% ± écart type) incluant les substrats biotiques (coraux, algues, autres) et abiotiques (détritique) et l'habitabilité (de 1 à 3) pour chaque station. (1) : données du Réseau global de suivi de l'état de santé des récifs (platier interne) (Chabanet *et al.*, 2002), (2) : données de la présente étude. Habitabilité (H) : 1= faible, 2 = moyenne, 3 = forte.

Sites	Corail vivant	Corail mort	Algues	Autres	Abiotique	H
Saint Gilles (1)	38.75±4.26	-	15.83±4.94	-	45.42±8.81	3

La Saline (1)	37.08±2.65	0.5±-0.5	42.58±2.62	-	19.83±4.95	3
Saint Leu (1)	55.42±2.21	-	22.33±5.06	0.33±0.33	21.92±7.21	3
Cap La Houssaye (2)	37.77±3.03	-	23.29±3.35	29.85±15.34	11.08±15.67	3
Zone sableuse (2)					100	1
Récif artificiel (2)				100		2

Analyse de données

Les données ont été en premier lieu analysées séparément pour chaque espèce. Pour *E. merra*, nous avons comparé les données entre chaque site (St Gilles, La Saline, St Leu) et chaque biotope (arrière récif, platier interne). Pour *E. fasciatus*, nous avons comparé la pente externe (Cap La Houssaye) et les récifs artificiels (RS, RC, RN).

Densité des post-larves

Une ANOVA à deux facteurs (site x biotope) a été utilisée à l'intérieur du récif frangeant pour tester les différences de densités de post-larves entre les biotopes (platier interne et arrière récif) et pour les variations entre les sites (St-Gilles, La Saline et St-Leu). Puis, un test post-hoc HSD de Tukey a été effectué pour identifier les stations significativement différentes. Pour les autres zones (pente externe et récifs artificiels), un test non paramétrique U de Mann-Whitney a été effectué, car le nombre d'échantillons était différent pour chaque biotope étudié. Ces analyses ont été effectuées sur les densités initiales et après 7 semaines de suivi.

Taux de mortalité journaliers et tendances

Les larves de mérous montrent des mouvements de très faible amplitude après l'installation (Beets & Hixon, 1994). De ce fait, nous avons considéré que l'évolution de la densité après

•

•

l'installation était représentative de la survie des mérus. Le taux de mortalité journalier a été calculé comme suit :

$$M = (N_{\text{fin}} - N_0) / t$$

N_{fin} : densité à la fin du suivi

N_0 : densité à l'installation

t : durée du suivi (nombre de jours)

Une ANOVA à deux facteurs (site x biotope) a été utilisée à l'intérieur du récif frangeant pour tester les différences de densité des juvéniles nouvellement installés entre les biotopes (arrière récif et platier interne) et entre les sites (St-Gilles, La Saline et St-Leu). Un test post hoc HSD de Tukey a été effectué pour identifier les stations significativement différentes entre elles. Pour les autres zones (pente externe et récifs artificiels), un test non-paramétrique de Mann et Whitney a été utilisé.

La régression entre le log de la densité des recrues et le temps a été tracée pour chaque site. Une analyse de covariance a été effectuée pour comparer les pentes du modèle linéaire pour les deux espèces (*E. merra* e *E. fasciatus*) sur les données transformées par la fonction log (abondance/quadrat *versus* temps).

Denso-dépendance des taux de survie

Pour chaque espèce, la denso-dépendance des taux de survie a été évaluée sur la base de la relation entre la densité initiale des recrues et le taux de survie (en pourcentage) sur chaque transect à la fin du suivi.

Résultats

Choix du site d'installation

En mars 2002, les premières recrues observées appartenaient essentiellement à deux espèces : *Epinephelus merra* et *Epinephelus fasciatus*. Les post-larves de *E. merra* étaient localisées

•

•

essentiellement à l'intérieur des récifs frangeants et les post-larves de *E. fasciatus* essentiellement sur la pente externe et les fonds sableux (respectivement 99% et 80% des individus comptés dans les biotopes sélectionnés). Quant aux autres espèces, elles s'installent à l'extérieur des récifs frangeants ; elles appartiennent à la famille des Chaetodontidae (2 espèces), des Acanthuridae (2 espèces), des Mullidae (1 espèce) et des Lutjanidae (1 espèce). Sur la pente externe, *E. fasciatus* a été principalement observé à l'interface entre le récif corallien et le fond sableux, ainsi que sur les récifs artificiels situés sur des fonds sableux (à une profondeur de 15 mètres).

Des post-larves d'autres espèces de mérus ont été observées à l'extérieur du récif frangeant, durant le premier suivi après installation (*E. merra*, *E. longispinis*, *E. flavocaeruleus*, *Cephalopholis urodeta*, *C. spiloparaea*). Toutes les espèces, à l'exception de *C. urodeta*, ont été observées aussi bien sur les récifs coralliens que dans les zones sableuses ; cependant, elles ont rapidement disparu et n'ont pas été observées à nouveau.

Densité des post-larves

Dans le cas de *E. merra*, la densité des post-larves est dépendante du site, mais pas de la zone (ANOVA deux facteurs, F zone = 0,01 ; p Zone = 0,91, F site = 66,25 ; p site < 0,001). Le test post-hoc HSD de Tukey montre que la densité des post-larves de *E. merra* est comparable à St-Gilles et La Saline, mais supérieure à St-Leu (p SL-SA < 0,01, p SL-SG < 0,01, p SG-SA = 0,99). Le niveau d'installation de *E. fasciatus* est significativement plus élevé sur les récifs artificiels que sur la pente externe (test U de Mann-Whitney, U = 2,04 ; p = 0,04). Sur les fonds sableux, les quelques rares post-larves observées ont été trouvées dans des creux faits par des organismes fousseurs.

Taux de mortalité journaliers et tendances

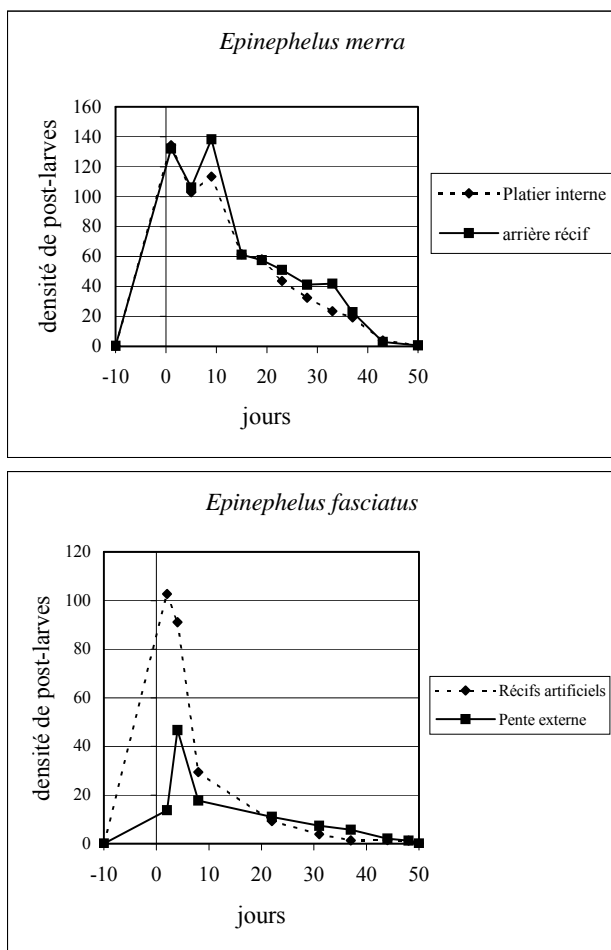
Pour *E. merra*, le taux de mortalité journalier est supérieur à St-Leu (2.35%) qu'à La Saline et St-Gilles (Tab. 21). À Saint-Gilles et La Saline, ce taux est compris entre 2,00% et 2,29% et ne varie ni entre les sites et les zones, ni au cours du temps. Inversement, ces taux moyens montrent

une forte différence à St-Leu où 95% des individus ont disparu. Entre le 19 et le 26 mars 2002, le taux de mortalité a atteint 47% pour l'arrière récif et 43% pour le platier interne.

Pour *E. fasciatus*, tous les juvéniles ont disparu du récif nord (RN), avec un taux journalier de 3,7% (Tab. 22). D'autre part, il n'y a pas de différence entre les taux de mortalité sur récif sud (RS), récif central (RC) et la pente externe (respectivement 2,21%, 2,24% et 2,24%). Aucun individu n'a été observé après le second échantillonnage sur les fonds sableux en dehors des récifs artificiels.

Pour *E. merra*, l'ANCOVA montre une différence de pente significative pour le taux de survie en fonction du site ($F_{\text{site}} = 18,55$; $p < 0,1\%$), mais pas en fonction du biotope ($F_{\text{biotope}} = 0,13$, $p = 0,72$). Comme le montre le test HSD de Tukey, le site de St-Leu (arrière récif et platier interne) est significativement différent des autres sites. En ce qui concerne *E. fasciatus*, aucune différence significative n'a été observée entre les sites ($F_{\text{site}} = 1,06$, $p = 0,38$).

Pour les deux espèces, après l'installation, le graphe d'évolution de la densité en fonction du temps suit des tendances différentes. Alors que le graphe de *E. merra*, montre une tendance linéaire, celui de *E. fasciatus*, montre une tendance similaire à une fonction puissance (Fig. 62).



211.

212. Figure 62 : Evolution des densités de post-larves durant 45 jours

213. A- *Epinephelus merra* sur les récifs coralliens à l'intérieur des récifs frangeants

214. B- *Epinephelus fasciatus* sur la pente externe et les récifs artificiels installés en zone sableuse.

Densité après sept semaines et relations avec les densités initiales

Après une période de sept semaines, les densités moyennes de juvéniles de *E. merra* à l'intérieur du récif frangeant ne montrent pas de différence en fonction des sites et des zones (ANOVA, F biotope = 0,53, p biotope = 0,48; F site, p site = 0,66). Pour *E. fasciatus* à l'extérieur des récifs frangeants (incluant la pente externe et les fonds sableux), il n'y a pas de différence entre les biotopes (U de M&W, p = 0,635).

Taux de mortalité global à la fin du suivi

Pour *E. merra*, il y a un impact significatif du site sur la mortalité (ANOVA, F site = 10,46 ; p site < 0,01), mais pas du biotope (F biotope = 0,16 ; p biotope = 0,69). Le site de St Leu où les taux de mortalité atteignent 98% se différencie des sites de Saint-Gilles et La Saline (test HSD de Tukey, Tab. 21).

Pour *E. fasciatus*, à l'exception de la zone sableuse et de RN où une mortalité totale avant la fin du suivi est observée, les taux de mortalité sont similaires et supérieurs à 98% (U de M-W = 0,62, p = 0,73, Tab. 22).

Denso-dépendance des taux de survie

La corrélation entre les taux de survie moyens et la moyenne des densités initiales de post-larves est clairement montrée pour *E. merra*. Cette tendance s'accorde bien avec une fonction puissance ($y = 226.04 x^{-0,9142}$, $R^2 = 0,90$) qui met en évidence la denso-dépendance de la mortalité post-installation pour cette espèce (Fig. 63A).

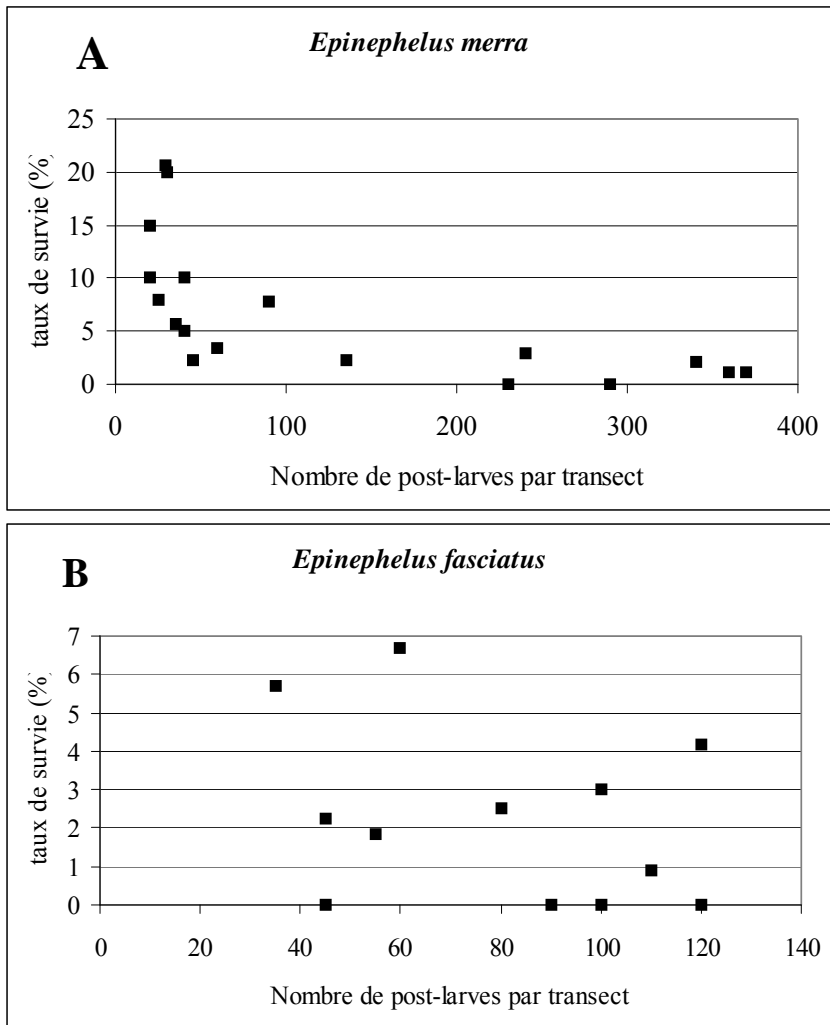
E. fasciatus, au contraire de *E. merra*, ne montre pas de tendance significative entre la survie et la densité initiale de post-larves, ce qui suggère une mortalité post-installation non denso-dépendante (Fig. 63B).

215. Tableau 21 : Densités maximales et minimales (\pm écart type) de post-larves de *Epinephelus merra* observées pendant l'étude dans chaque biotope (AR : arrière récif, PI : platier interne) des récifs frangeants de la Réunion en 2002 (N = 3) et taux de mortalité (journalier et total après 42 jours, exprimés en %). (1): présente étude, (2): Letourneur *et al.*, 1998.

Sites	St Leu		La Saline		St Gilles	
Biotope	AR	PI	AR	PI	AR	PI
Densité maximale (ind/20 m ²)	330 \pm 36	280 \pm 78	43,3 \pm 18	55 \pm 30	23 \pm 5	68,3 \pm 58
Densité maximale (ind/20 m ²)1994						
Densité minimale (ind/20 m ²)	3,7 \pm 3,5	3,7 \pm 3,5	1,7 \pm 0,6	3,7 \pm 2,9	3,7 \pm 2,1	4,3 \pm 1,5
Densité minimale (ind/20 m ²)1994						
Taux de mortalité journalier (%)	2,35	2,35	2,29	2,22	2,00	2,24
Mortalité totale (42 jours) en 2002 (1)	98,9%	98,7%	96,1%	93,3%	84%	94%
Mortalité totale (42 jours) en 1994 (2)	84,8%	93,3%	88,1%	95,3%	85,3%	93,8%

216. Tableau 22 : Densités maximales et minimales (\pm écart type) des post-larves de *Epinephelus fasciatus* observées dans chaque biotope (AS : aire sableuse, RA: récifs artificiels, PE : pente externe) à la Réunion en 2002 (N = 3) et taux de mortalité (journalier et total après 42 jours, exprimé en %). RS, RC, RN correspondent aux trois récifs artificiels installés en baie de St-Paul (aire sableuse), au sud (RS), au centre (RC) et au nord (RN). *100% de mortalité a été observée après 2 jours en zone sableuse et après 31 jours sur RN.

Sites	Saint Paul	Saint Paul	Saint Paul	Saint Paul	Cap La Houssaye
Biotope	AS	RA	RA	RA	PE
Site	AS	RS	RC	RN	PE
Densité maximale (ind./20 m ²)	2 \pm 1	163,3 \pm 81	96,7 \pm 31	103,3 \pm 15	46,7 \pm 9,3
Densité minimale (ind./20 m ²)	0 \pm 0	2,3 \pm 2,3	2 \pm 1	0 \pm 0	2 \pm 2
Taux de mortalité journaliers (%)	20	2,21	2,24	3,70	2,24
Mortalité totale (42 jours) *	100%	98,6%	98,6%	100%	98,5%



217. Figure 63 : Taux de survie par transect (% de la densité initiale de post-larves) après 42 jours en fonction la densité des post larves à l'installation :

218. A- *Epinephelus merra* sur les récifs coralliens à l'intérieur des récifs frangeants

219. B- *Epinephelus fasciatus* sur la pente externe et les récifs artificiels installés en zone sableuse

Discussion

Choix du site d'installation

Comme observé pour d'autres espèces de mérous (Beets & Hixon, 1994 ; Sluka *et al.*, 2000), les deux espèces de mérous étudiées à la Réunion ont des zones d'installation très spécifiques. *Epinephelus merra*, représentant l'essentiel du nuage de larves, est présent après l'installation, uniquement à l'intérieur des récifs frangeants et quelques fois en densités très élevées (300 ind/20 m²). Il est très rarement observé sur la pente externe où il représente approximativement 5% des individus installés, aussi bien en zone naturelle qu'en zone artificielle. Au contraire, *E. fasciatus* représente une part minimale du nuage de larves mais, dans le même temps, plus de 80% des individus installés sur la pente externe. Cependant, sur la pente externe, *E. fasciatus* est observé, au moment de l'installation, uniquement à partir d'une profondeur de 12 mètres, et uniquement à l'interface entre les zones rocheuses et sableuses.

La capacité des espèces à sélectionner leurs habitats pendant l'installation, en utilisant des signaux très précis, est maintenant reconnue (Boehlert, 1996 ; Simpson *et al.*, 2004). Ces mécanismes sont importants car ils peuvent intervenir, indépendamment d'autres facteurs, dans la distribution des adultes (Gutierrez, 1998). Leis & Carson-Ewart (2000) ont décrit le comportement actif des larves à l'approche des zones d'installation avec une plasticité dépendante de la zone considérée (océan, lagon). En se basant sur des expériences menées sur *Dascyllus albisella*, Booth (1992) met en évidence des mécanismes liés à la vision et à l'olfaction dans les choix des sites d'installation. Il explique que les tendances pour l'installation sont, d'une certaine manière, influencées par les préférences des larves pour certains habitats. D'autres auteurs ont caractérisé les habitats des larves au moment de l'installation (Sale *et al.*, 1984a ; Harmelin Vivien *et al.*, 1995). Jenkins & Wheatley (1998), concluent que si la présence d'un habitat en tant que telle est suffisante pour le recrutement de nombreuses espèces, certains taxons discriminent leur habitat sur la base de caractéristiques structurales.

S'il apparaît que les larves choisissent leur site d'installation, il semble cependant, que ce choix n'est pas exclusif. Ainsi, *E. merra* peut être trouvé sur la pente externe et *E. fasciatus* sur les fonds

•

•

sableux au début de l'installation. Cependant, ces individus tendent à disparaître rapidement. Les processus post-installation agissent ainsi en sélectionnant les poissons qui vont persister (Sale, 1991b). De cette manière, *E. merra*, ayant une teinte claire marquée, est facilement détectable sur un fond de sable basaltique noir, tandis que *E. fasciatus* est camouflé dans ce type de biotope. Le phénomène est inverse à l'intérieur des récifs frangeants, à une profondeur inférieure à 1 mètre, où *E. fasciatus*, de couleur rouge, est fortement contrasté sur le sable corallien blanc, tandis que *E. merra* se confond sur les fonds coralliens, détritiques ou sableux. Pour *E. fasciatus*, l'installation dans des zones sableuses semble être vouée à l'échec. Pour cette espèce qui semble peu mobile après l'installation, la différence dans le nombre d'adultes d'un habitat à l'autre pourrait être attribué essentiellement à l'échec des jeunes post-larves à survivre dans des habitats de faible diversité (Connell & Jones, 1991).

Niveau de recrutement

Un recrutement massif de *E. merra*, *E. fasciatus* et d'autres espèces (*Gnathodentex aurolineatus*, *Ctenochaetus striatus* and *Naso unicornis*) associé à des conditions cycloniques, a été observé à la Réunion en 1994 (Letourneur et al., 1998). Alors qu'en 1994, le niveau de recrutement de *E. merra* était le plus élevé à la Saline, plus faible à Saint Gilles et très inférieur à St Leu, le niveau d'installation en 2002 était significativement plus élevé à St Leu que dans les récifs frangeants de St Gilles ou La Saline. Comme en 1994, les densités sont plus élevées dans les zones de platiers internes que dans les zones d'arrière récif de St Gilles et La Saline, tandis que l'inverse est observé à St Leu. Ces résultats peuvent être liés aux conditions hydrodynamiques différentes (courants, houles) entre 1994 et 2002. En ce qui concerne *Epinephelus fasciatus*, le niveau d'installation est supérieur sur les récifs artificiels que sur les récifs coralliens. Cette différence est probablement due aussi bien à la structure des récifs artificiels qu'à leur situation isolée. La présence de lanières de cordage peut intervenir dans l'augmentation significative du nombre de juvéniles sur les récifs artificiels (Gorham & Alevizon, 1989), même si cet effet n'est pas toujours démontré (Sherman et al., 2002). Les poissons formeraient de plus fortes agrégations dans des habitats isolés pendant les périodes d'installation (Nanami & Nishira, 2003). Le faible niveau d'installation dans les zones sableuses semble indiquer que la topographie de la zone joue un rôle essentiel dans la sélection des sites par ces larves.

Évolution des densités / Survie

Si le résultat est approximativement le même (mortalité presque totale en 42 jours), les courbes ont une forme complètement différente pour les deux espèces étudiées. Pour *E. merra*, la diminution des densités en fonction du temps suit une tendance linéaire, tandis que l'évolution des densités d'*E. fasciatus* suit une fonction puissance.

À l'intérieur du récif frangeant, protégé des perturbations physiques, le facteur régulant la mortalité des juvéniles de *E. merra* devrait être normalement la prédation, un facteur denso-dépendant. [Letourneur et al. \(1998\)](#) ont montré l'existence d'un cannibalisme significatif durant les phases de recrutement massif. La survie post-installation est ainsi fortement influencée par la prédation intraspécifique. Les installations de masse pourraient être une adaptation pour assurer un taux de survie suffisant et ainsi le renouvellement des populations, en compensant la carence en ressources trophiques dans les eaux tropicales connues pour leur pauvreté. Les taux de mortalité de *E. merra* observés en 2002 sont identiques à ceux observés en 1994 ([Letourneur et al., 1998](#)) sur les platiers internes de Saint Gilles et La Saline. Cependant pour l'arrière récif des zones de St Leu et la Saline, les taux de mortalité observés en 2002 sont près de 10% supérieurs à ceux de 1994. Même si les conditions physiologiques des larves peuvent avoir une influence directe sur leur survie post-installation ([Booth & Hixon, 1999](#)), les fortes houles de 2002 ont pu contribuer à cette mortalité supplémentaire.

Dans des environnements ouverts soumis à forte agitation (houles), comme sur la pente externe ou la baie de St-Paul, les facteurs principaux régulant les populations juvéniles sont la prédation et les conditions environnementales. Des séries de fortes houles ont touché l'île à la fin du mois de mars 2002, ce qui peut expliquer la réduction rapide du nombre d'individus de *Epinephelus fasciatus* et le caractère non denso-dépendant de leur mortalité. Des perturbations physiques sévères, comme les cyclones durant les phases d'installation, peuvent certainement éliminer certains organismes et limiter la taille des populations. Les facteurs physiques sont fréquemment considérés comme des facteurs denso-indépendants car leur impact est indépendant de la taille des populations. [Wilson & Osenberg \(2002\)](#) ont aussi proposé, en croisant des données expérimentales et des données récoltées *in situ*, que la qualité de l'habitat pouvait masquer la denso-dépendance des taux

de survie (“denso-dépendance cryptique”). Concernant les récifs artificiels, le degré d’installation de *E. fasciatus* est supérieur à celui du milieu naturel, mais les taux de survie y sont inférieurs. Ce résultat pourrait être en relation à la fois avec l’architecture des récifs artificiels, peu adaptée aux espèces cryptiques comme les mérous (West et al. 1994), et la position « isolée » des récifs artificiels (Nanami & Nishira, 2003). Il est effectif que la mortalité a été totale dans les milieux à forte énergie (e.g. RN), alors qu’en milieux à faible énergie, les taux ont été moindre (e.g. RS, RC). En prenant en compte sa nature denso-indépendante, cette mortalité est probablement le résultat de phénomènes biologiques, comme la prédation, mais surtout de phénomènes physiques, comme l’agitation associée aux cyclones (Bohnsack et al., 1991). Cependant la denso-dépendance de la mortalité post-installation peut aussi dépendre du niveau initial d’installation (Vigliola, 1998). Ainsi celle observée pour *E. merra* pourrait être liée au nombre élevé de juvéniles nouvellement installés (maximum : 330 ± 36), alors que ce nombre est plus faible pour *E. fasciatus* (maximum : $163,3 \pm 81$).

Nous suggérons que dans les milieux protégés comme l’intérieur des récifs frangeants, le principal facteur mis en cause dans la mortalité est la prédation (interspécifique et cannibalisme entre les larves), facteur denso-dépendant. À l’inverse, la mortalité suit une courbe exponentielle dans les milieux ouverts, elle est non denso-dépendante et les taux de survie finaux sont plus faibles, suggérant l’impact prépondérant des facteurs physiques, comme l’agitation (séries de fortes houles après l’installation). Cette suggestion est appuyée par le fait qu’en baie de Saint-Paul, deux zones ont été définies au regard des conditions hydrodynamiques (Troadek, 1991). RS et RC sont situées dans une zone de faible énergie et montrent des taux de survie similaires, alors que sur RN, situé en zone de forte énergie, montre une mortalité totale.

Conclusion

Au moment de cette installation massive, nous avons vu que les espèces s’installaient préférentiellement dans certains biotopes. La dynamique de survie post-installation est différente à l’intérieur des récifs frangeants par rapport aux milieux ouverts comme la pente externe, suggérant l’implication de facteurs différents.

À la lumière de la spécificité des sites choisis par chaque espèce au moment de l’installation et de la forte mortalité observée, les conséquences pour la gestion des ressources doivent être les

•

•

mêmes pour les deux espèces. Comme signalé par [Hixon & Webster \(2002\)](#), la conservation de toute population implique la protection de processus naturels denso-dépendants ou l'imposition artificielle de cette denso-dépendance. Cet objectif plaide en faveur d'une protection renforcée des zones de récif frangeant qui constituent presque exclusivement la zone d'installation de certaines espèces comme *E. merra*. À l'échelle de l'île, cela signifie de conserver la complexité des récifs coralliens et maintenir un habitat continu avec une grande diversité d'abris, permettant ainsi la persistance des processus denso-dépendants. Pour *E. fasciatus*, ses zones d'installation favorables semblent être l'interface entre le substrat dur et le substrat meuble. La multiplication des interfaces (par exemple un réseau de petites structures connectées) pourrait, dans ce sens, favoriser l'installation d'un nombre supérieur de larves. Cependant, comme signalé par certains auteurs ([Brock & Kam, 1994](#) ; [Beets & Hixon, 1994](#)), l'architecture de chaque projet doit prendre en compte le comportement des espèces au début de sa vie benthique et offrir des abris efficaces en premier lieu contre les perturbations physiques et, dans une moindre mesure, contre la prédation. Cela pourrait permettre d'obtenir des taux de survie plus élevés pour ces post-larves et assurer la denso-dépendance des processus post-installation. Des études expérimentales sont nécessaires pour quantifier le rôle de chaque facteur (denso-dépendant *versus* non denso-dépendant) dans les processus de régulation des communautés de poissons.

6.3.2 . Distribution de l'espèce *Lutjanus kasmira* sur des récifs artificiels d'architectures différentes

Introduction

L'espèce *Lutjanus kasmira* est une espèce commune dans tout l'Indo-Pacifique, présente de 0 à 265 m de profondeur et principalement associée aux zones récifales. C'est une espèce généralement grégaire qui forme des groupes importants le jour autour des formations coralliennes et se disperse la nuit pour se nourrir de poissons, de crustacés, de céphalopodes, et de macro zooplancton. Ce Lutjanidae de petite taille (30,0 cm de longueur standard maximale) est abondant dans les baies et l'espèce semble aussi associée aux aires sableuses adjacentes aux récifs coralliens. Les juvéniles vivent dans les herbiers de phanérogames ou autour des pâtés coralliens (Lieske & Myers, 1995). Ce poisson est surtout exploité dans le cadre de la pêche traditionnelle (Froese & Pauly, 2003). À la Réunion, il est communément appelé "ti jaune" et vit en sympathie avec des espèces proches (*Lutjanus notatus* et *Lutjanus bengalensis*)

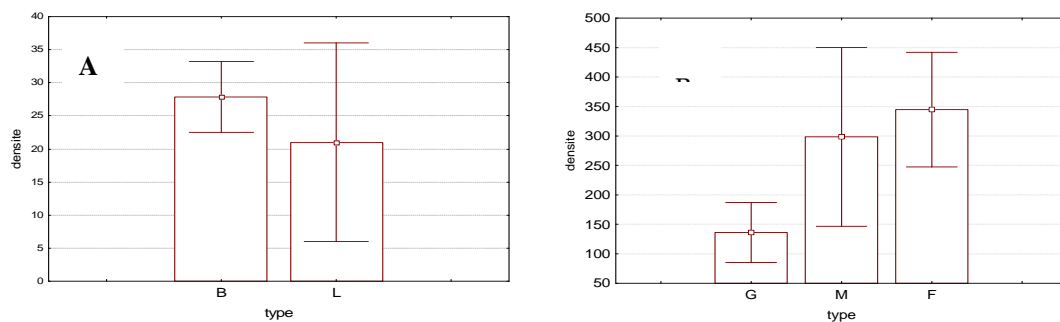
Lutjanus kasmira est l'espèce démersale la plus observée pendant l'étude, tant en abondance qu'en biomasse. Elle est observée dans plus de 90% des cas, quel que soit le type de biotope ou le type de récif artificiel. Toutes ces caractéristiques lui confèrent un intérêt certain pour étudier sa répartition sur les différentes structures artificielles. En effet, de nombreux auteurs (Frederick, 1997 ; Friedlander et al., 2002 ; Schumacher, 2005) ont montré que l'espèce était présente dans de nombreux biotopes associés aux récifs coralliens, mais que les recrutements étaient rarement observés en dehors des récifs artificiels. Il semble qu'à l'échelle insulaire, la limitation des habitats propices aux juvéniles soit un facteur de limitation des populations adultes (Halpern, 2004). Si tel est le cas à la Réunion, la mise en place d'habitats artificiels adaptés aux juvéniles de *Lutjanus kasmira* pourrait favoriser le recrutement de cette espèce. Afin d'apporter des éléments de réponse à cette question, ma démarche a consisté à comparer pour cette espèce, son niveau de recrutement

entre milieu naturel (zone corallienne) et récif artificiel puis entre différents types de récifs artificiels (filet, maison, galet). J'ai ensuite comparé sur les différents types de récifs artificiels, l'évolution de la fréquence et du niveau de recrutement, l'évolution des structures de taille et des biomasses.

Résultats

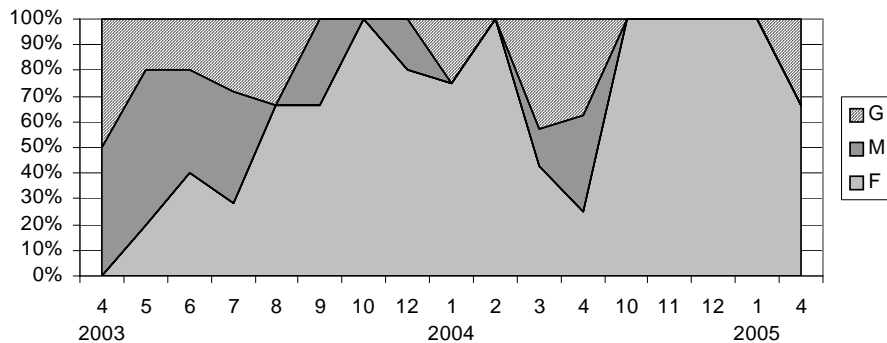
Recrutement

Il n'y a pas de différence entre le niveau de recrutement en milieu naturel et sur les récifs artificiels (Fig. 64 ; U de M-W). Par contre, les recrutements sont plus fréquents sur les récifs artificiels (7 en moyenne par an contre 2 seulement sur le récif corallien). De même, il n'y a pas de différence significative du niveau de recrutement entre les différents types de récifs artificiels. Par contre, la fréquence de recrutement sur deux ans est deux fois plus élevée sur les structures de type filet (36) que sur les maisons (11) ou les galets (12). Au cours des deux années de suivi, le taux de recrutement sur les filets augmente progressivement, tandis que celui des maisons tend à disparaître (Fig. 65).



224. Figure 64 : niveau de recrutement de *Lutjanus kasmira* (densité moyenne en nombre en individus/100 m²). A - Comparaison entre biotope naturel (L) et récifs artificiels (B) à St-Paul. B - Comparaison entre trois types de récifs artificiels galets (G), maisons (M) et filets (F) à la Possession.

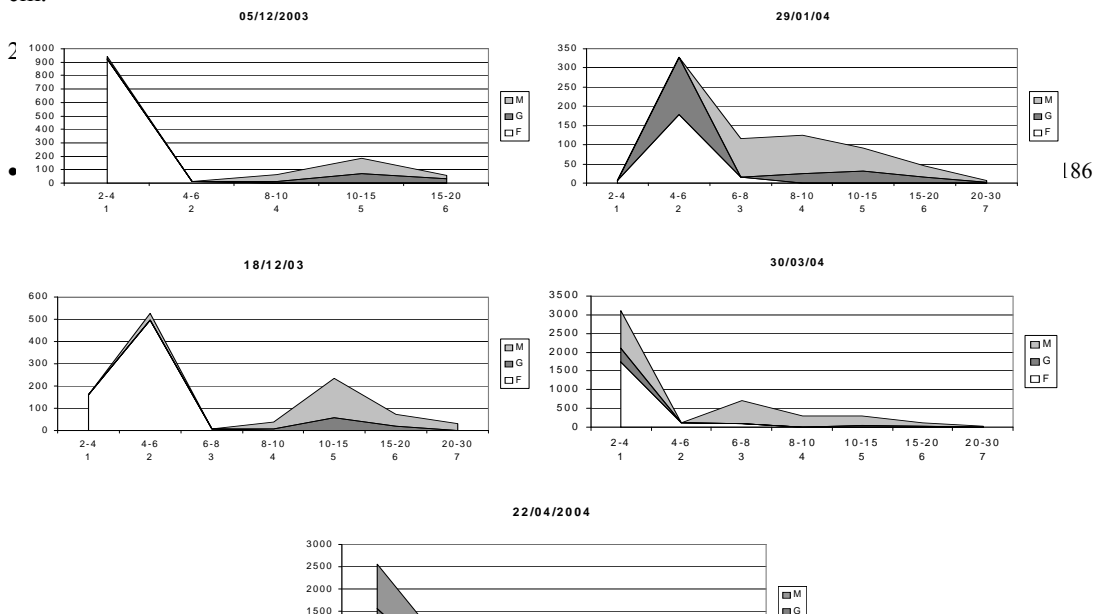
225.



226. Figure 65 : évolution de la proportion du nombre de recrutements sur les différents types de récifs de la Possession (G : galets, M : maisons et F : filets) entre avril 2003 (4-2003) et avril 2005 (4-2005)

Répartition des classes de taille et évolution de la taille moyenne

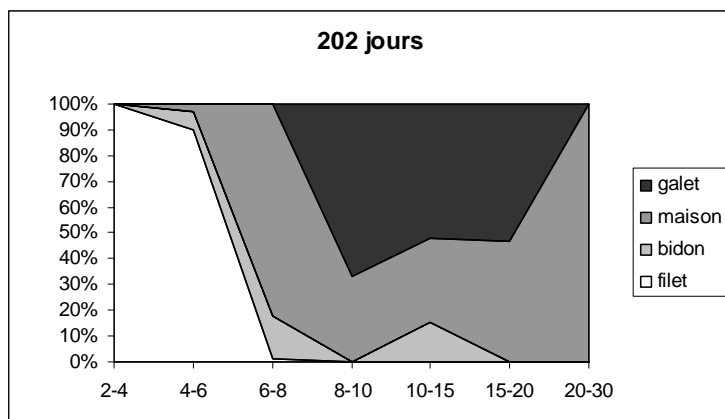
Un recrutement important en décembre 2003 nous a permis de suivre l'évolution des classes de taille sur chacune des structures (Fig. 66). Le recrutement est maximal sur les structures de type filets, faible sur les galets et n'a pas été observé sur les maisons. L'évolution de la cohorte montre une diminution progressive du nombre d'individus sur les filets (passant de 900 ind/100 m² à 170 individus/100 m² en 55 jours). En mars 2004, un deuxième recrutement, d'une magnitude plus importante, a concerné les trois structures (filet, galet, maison). Parallèlement, des variations d'abondance s'observent sur des classes de taille plus élevées. Ainsi, des poissons d'une LT estimée de 20 à 30 cm observés en décembre 2003 sur les structures de type maison et galet ne sont plus observés au mois de janvier. De même, une partie de la classe de taille 6-8 cm disparaît des structures de type maison entre mars et avril 2004. Inversement, sur les autres structures, la représentation des individus de petite taille est moindre. Sur ces structures et notamment les maisons, les densités peuvent être élevées notamment pour la classe 10-15 cm. Une caractéristique commune aux trois types de récifs est la faible abondance des classes de taille supérieures à 10-15 cm.



228.
229.
230.
231.
232.
233.
234.
235.
236.
237.
238.
239.

240. Figure 66 : évolution de la répartition du nombre d'individus par classe de taille (longueur totale estimée, en cm) sur chaque type de structure (M : maison, G : galet, F : filet) entre décembre 2003 (5/12/2003) et avril 2004 (22/04/2004).

On a ensuite cherché à montrer si pour un recrutement massif, cette différence de structure de taille avait un lien avec la complexité de la structure. On a donc classé les 4 types de récifs artificiels par ordre de complexité croissant (filet, bidon, maison, galet) et représenté après 202 jours, la part de chaque classe de taille dans la composition du peuplement de cette espèce (Fig. 67). Ce schéma montre clairement qu'après 200 jours de suivi après un recrutement la part des classes de taille 2-4 cm se retrouve exclusivement sur les filets alors que la classe de taille 15-20 cm n'est observée que sur les galets et les maisons.



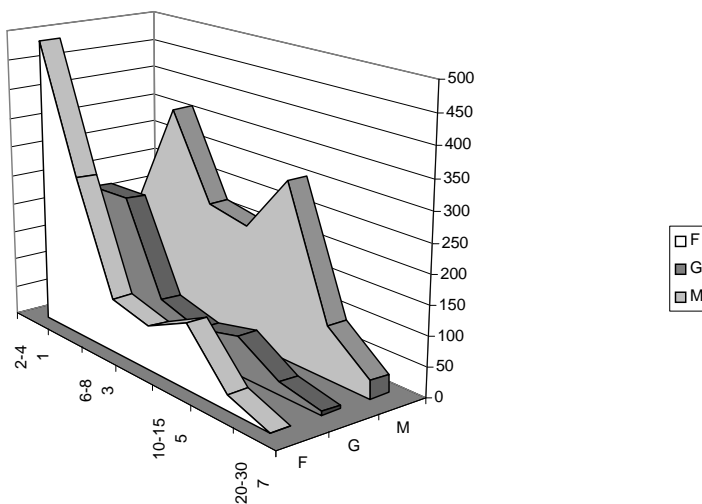
241.
242.

243. Figure 67 : proportion des classes de taille de *Lutajnus kasmira* (longueur totale estimée, en cm) observée sur chaque type de récif 202 jours après l'immersion et par type de récif (F : filet, G : galet, M : maison). L'abondance est exprimée en individus/100 m².

A l'exception de ce recrutement important, cette répartition différentielle des classes de taille en fonction du type de structure se retrouve en comparant les histogrammes moyens des tailles par type de récif artificiel (fig. 68). Cette figure montre que la classe de taille 2-4 cm est dominante sur les filets et les galets mais avec une abondance beaucoup plus élevée sur les filets (470 ind/structure) que sur les galets (250 ind/structure). Sur les maisons les classes dominantes sont la classe 4-6 cm et 15-20 cm. Enfin la classe 20-30 est absente des filets.

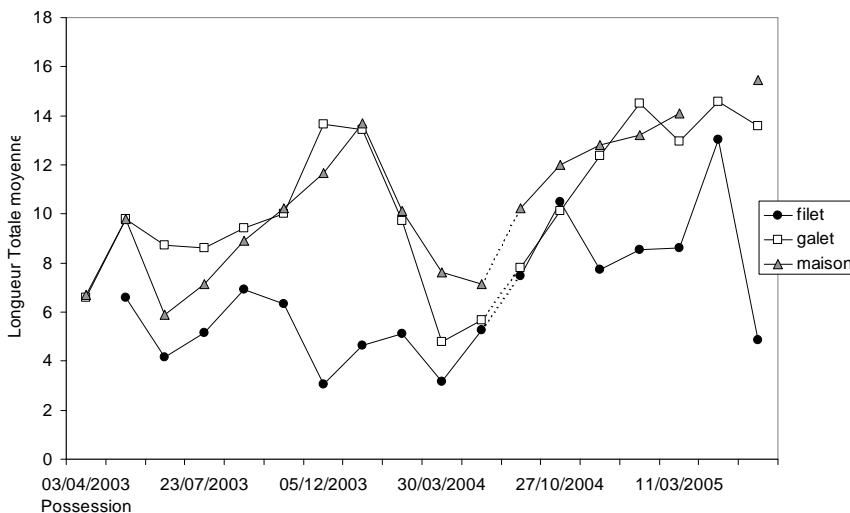
L'évolution des tailles moyennes (Fig. 68) montre la prédominance des individus juvéniles sur les récifs filet tout au long de l'année (la taille moyenne des individus excède rarement 6 cm). Inversement, la taille moyenne des individus tend à augmenter sur les structures de type galet et maison. Seule exception à cette tendance, le mois d'avril 2004 durant lequel un afflux de larves va faire chuter cette taille moyenne sur toutes les structures.

244.



245.

246. Figure 68 : taille moyenne (longueur totale estimée, en cm) de *Lutajnus kasmira* observée sur trois types de structures (filet, galet, maison) entre avril 2003 et mai 2005 en Baie de La Possession (données manquantes entre mai et août 2004).



249.

250.

251.

252.

253.

254.

255.

256.

257.

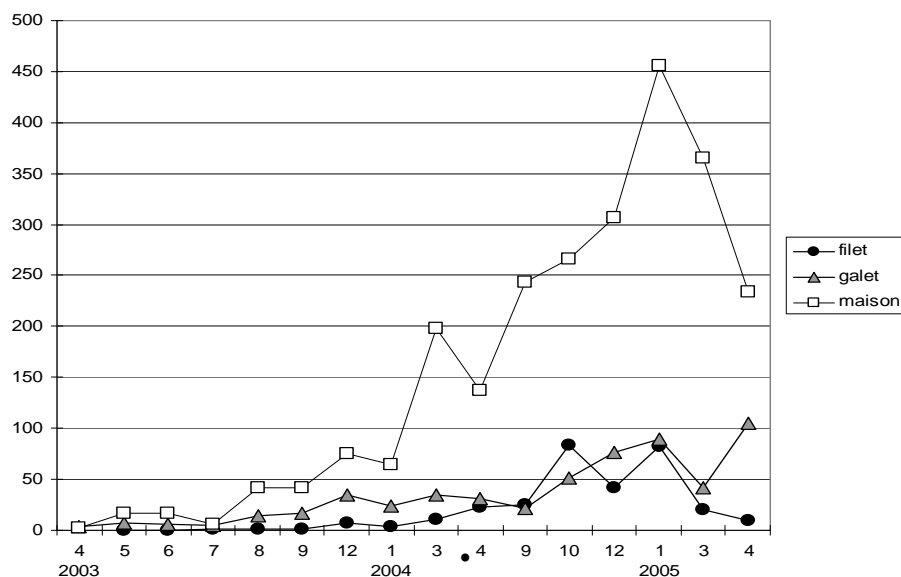
258. Figure 69 : répartition moyenne des abondances de *Lutjanus kasmira* par classe de taille (longueur totale estimée, en cm) et par type de récif (F : filet, G : galet , M : maison). L'abondance est exprimée en individus/100 m².

259.

260.

Evolution des biomasses

Pour ce paramètre, les tendances entre les trois structures présentent également des caractéristiques différentes. Il semble y avoir progressivement une accumulation de biomasse qui peut atteindre 450 g/m² sur les structures de type maison (Fig. 70). Cette tendance se retrouve pour les structures de type galet mais dans une moindre mesure, les valeurs étant beaucoup plus faibles (90 g/m²). Enfin pour les filets, même si les biomasses observées atteignent celles des galets en janvier 2005, très rapidement ces valeurs diminuent.



263. Figure 70 : Evolution des biomasses (g/100 m²) de *Lutjanus kasmira* par type de récif (filet, galet, maison) entre avril 2003 et 2004. Les mois sont indiqués en chiffres.

Discussion

À la Réunion des recrues de *Lutjanus kasmira* sont observées toute l'année. Cette observation confirmerait celles faites dans d'autres régions du monde où une période de reproduction étalée sur l'année a été observée. Il existe cependant des disparités saisonnières. Ainsi, l'essentiel des recrues est observé lors de deux pics d'abondance observés pendant l'été austral : le premier en début d'été austral (octobre, novembre) et le second à la fin de l'été (février à mars).

Plusieurs observations effectuées lors des recrutements importants en 2002 et 2004 sur les structures artificielles, n'ont pas permis d'observer des juvéniles de cette espèce dans les faibles profondeurs (<10 mètres) en milieu naturel, aussi bien sur les fonds de sable que sur les substrats durs de la baie de la Possession (2004). Le même phénomène a été remarqué à Hawaï, où des recrutements importants ont été observés sur des petits récifs artificiels (Frederick, 1997), alors qu'aucun juvénile de moins de 6 cm n'a été observé dans les autres biotopes (à des profondeurs de 1 à 20 mètres), ou capturé à la senne de plage sur des fonds inférieurs à 1,5 mètres (Friedlander *et al.*, 2002). Cependant, nos observations montrent qu'à la Réunion, l'espèce n'est pas strictement inféodée aux récifs artificiels lors de l'installation. En effet, dans la baie de Saint-Paul, à une profondeur de 15 mètres, des densités comparables de juvéniles ont été observées sur les récifs et sur la pente externe du Cap La Houssaye (Fig. 64).

Alors que les jeunes recrues sont observées dans tous les milieux, la fréquence des recrutements tend à diminuer sur les structures artificielles en galets et maisons, alors qu'elle se maintient sur les filets. Au regard de l'évolution des peuplements et de la taille moyenne de l'espèce

•

•

sur les maisons et les galets, on peut suggérer que la baisse de recrutement sur ces structures est essentiellement due à la prédation, facteur essentiel de régulation des populations au moment du recrutement. En effet, la prédation peut faire disparaître une cohorte entière dans les quelques jours suivant l'installation (Dufour, 1992).

L'étude du recrutement, des structures de taille et de la biomasse suggèrent que l'espèce *L. kasmira* utilise différents habitats au cours de sa croissance. La répartition différentielle des classes de taille (ou d'âge) en fonction des habitats est assez fréquente chez les poissons et se retrouve dans diverses familles comme les Acanthuridae (Galzin, 1985), les Sparidae (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995 ; Vigliola, 1998), les Lutjanidae, les Haemulidae (Cocheret de la Molinière *et al.*, 2002). Pour *L. kasmira*, les plus grands poissons semblent se nourrir presque exclusivement sur substrat dur, alors que les poissons plus petits sont probablement relégués sur des fonds meubles aux alentours, qui contiendraient des densités en proies inférieures (Friedlander *et al.*, 2002). Dans cette hypothèse, on pourrait avoir une répartition différentielle des classes de taille en fonction des habitats disponibles. Cette hypothèse est confirmée ici, puisqu'on observe une proportion plus forte de poissons de petite taille sur les structures peu développées (filet, bidon) et de plus grande taille sur les structures rigides (maison, galet) (Fig. 68). Cependant, cette observation ne justifie pas, à elle seule, des mouvements entre les différents habitats. En effet, des mortalités ou des taux de croissance différents entre habitats donneraient les mêmes résultats que des mouvements entre habitats (Gillanders *et al.*, 2003).

L'espèce *L. kasmira* est connue pour effectuer des déplacements importants au cours du cycle journalier. Elle se regroupe pendant la journée dans des cavités et sous des surplombs, et prospecte la nuit à la recherche de crustacés et de petits poissons. L'amplitude de ces migrations nocturnes n'est pas connue. Des opérations de marquage sur des poissons d'une taille de 6 cm ont permis de montrer que les juvéniles de l'espèce pouvaient se déplacer sur 100 mètres (Fredercik, 1997). Au fur et à mesure de sa croissance, les déplacements semblent augmenter, même si une certaine fidélité au site de repos est observée. Ainsi, à Hawaii des marquages classiques et soniques ont permis de mettre en évidence des déplacements de plusieurs centaines de mètres pour des individus adultes (Friedlander *et al.*, 2002). À La Réunion, les premières informations recueillies par marquages soniques multiples montrent que la surface de dispersion des individus autour d'un récif artificiel et la distance interindividuelle sont plus importantes de nuit que de jour, soulignant le comportement exploratoire nocturne de cette espèce (Tessier *et al.*, 2005b).

L'étude de la croissance de l'espèce par otolithométrie montre qu'elle atteint 15 cm à 1 an, et 20 cm à 2 ans, pour un âge maximal de 7 ans (Morales Nin & Ralston, 1990). Or, les individus d'une taille totale de 20 cm au bout de deux ans sont rares sur les récifs artificiels et quasiment absents sur les filets et les bidons. La perte de représentation des classes de taille supérieures à 15 cm pourrait être expliquée par une modification du comportement au cours de la croissance. De même, l'apparition d'individus potentiellement plus âgés ($LT > 20$ cm) que l'âge d'immersion des récifs suggère que des échanges se font entre les zones naturelles et les récifs artificiels (Fig. 68). Cependant, l'absence d'interdiction de la pêche sur les structures ne peut exclure l'impact de cette activité sur les peuplements de poissons. Ainsi, la pêche à la ligne pourrait expliquer la faible abondance, voire l'absence des poissons de plus grande taille.

Pour cette espèce, la fréquence de recrutement sur les structures en filet irait dans le sens de leur utilisation possible pour augmenter le recrutement. Cependant, la capacité de l'espèce à effectuer des mouvements à de grandes distances de son aire de repos ne permet pas de savoir si le bilan global de ce recrutement permet d'augmenter la biomasse globale de l'espèce. Il est en effet impossible d'estimer la part de la survie et la part de l'émigration dans l'évolution des effectifs des recrues (Fredericks, 1997).

La connaissance des mouvements de l'espèce et de sa croissance après l'installation, ainsi que l'incidence de la pêche dans la répartition des classes de taille, sont des éléments indispensables à la compréhension des relations entre l'espèce *Lutjanus kasmira* et les récifs artificiels. Ces éléments ne pourront être obtenus que par un programme de marquage (traditionnel et sonique) qui permettra d'estimer la mortalité (naturelle et par pêche), la croissance de l'espèce, ainsi que la connectivité entre les différents types de récifs artificiels et entre les récifs artificiels et les zones naturelles.

6.3.3. Mesure par acoustique de la répartition spatiale des ressources en poissons dans un réseau de dispositifs agrégatifs.

Résumé

L'étude de la répartition spatiale des poissons dans un réseau de dispositifs agrégatifs à partir de mesures acoustiques a permis de mettre en évidence les effets des structures agrégatives et des périodes du nyctémère sur la répartition des poissons dans la baie de St-Paul. Les structures attirent et concentrent les poissons en fonction de la biomasse disponible dans le milieu. Pendant la période d'étude, il a été mis en évidence que le taux d'agrégation restait relativement stable. Les variations de la densité acoustique au cours des huit campagnes étudiées seraient liées à la biologie des espèces de petits pélagiques (notamment le *Selar crumenophthalmus*) qui réalisent des cycles annuels au sein de la baie, avec la succession de phases de recrutement, de croissance et de migration/mortalité. Les densités acoustiques obtenues ont été essentiellement représentées par des bancs. Les périodes nyctémérales influencent la répartition et la structuration des bancs. Ainsi, durant la nuit, les bancs sont plus nombreux mais de taille plus réduite que de jour. Ces premiers résultats mettent en évidence l'association des ressources avec les structures agrégatives dans la baie de St-Paul. Une première approche suggère une variabilité liée à la biomasse présente dans le milieu, avec l'apparition de phénomènes de saturation de jour en fonction des saisons, phénomène non observé de nuit.

Introduction

Au cours des trente dernières années, les techniques acoustiques ont pris une importance de plus en plus grande dans la recherche halieutique (Diner & Marchand, 1995). Les méthodes acoustiques constituent des outils exceptionnels pour observer les écosystèmes aquatiques sur le long terme et évaluer leurs ressources. Leurs applications à la connaissance des écosystèmes aquatiques sont nombreuses. Ces techniques permettent aux spécialistes de "voir" ce qui se passe dans un milieu où les autres moyens d'investigation (visuels en particulier) sont inapplicables. L'acoustique appréhende le milieu aquatique sous toutes ses formes et fournit aux spécialistes une véritable "cartographie" en trois dimensions des organismes marins et d'eau douce ainsi que de leurs habitats. Elle renseigne sur l'identité, l'abondance et les distributions des espèces aquatiques (poissons, plancton, algues,...), mais aussi sur leur taille et leur comportement (Soria, 1994 ; Horne, 2000). L'usage de l'acoustique dans cette étude a été utile pour décrire et évaluer la répartition spatiale des poissons dans la baie de Saint-Paul à La Réunion.

Les aménagements en mer ouverte, tels que les structures agrégatives (récif artificiel, dispositif de concentration de poissons ou DCP) ont souvent une incidence sur la répartition des peuplements de poissons, que ces structures soient destinées ou non à leur exploitation (Marsac *et al.*, 2000 ; Franks, 2000). Les poissons, plus particulièrement les espèces pélagiques, sont connus pour s'associer aux objets flottants (fixés ou libres), les monts sous-marins ou toutes autres discontinuités dans le paysage océanique : épaves, mammifères marins et divers objets sur le fond ou en pleine eau (Fréon & Dagorn, 2000). Un des phénomènes régulièrement observés est l'agrégation des ressources autour de ces structures (Biais & Taquet, 1992 ; Roos *et al.*, 2000).

À La Réunion, le *Selar crumenophthalmus* ou « pêche-cavale » en créole réunionnais est la principale espèce de poissons pélagiques côtiers d'intérêt halieutique (Roos *et al.*, 1998). Dans la baie de St-Paul, c'est une ressource abondante qui est accessible aux pêcheries (senne de plage, palangrotte) de février à octobre. Lorsque cette espèce n'est plus accessible, les pêcheurs ciblent le bankloche (*Decapterus macarellus*), espèce d'intérêt halieutique équivalente mais dont les captures sont globalement plus faibles. Depuis le milieu des années 1990, les pêcheurs ont installé près des

•

•

côtes abritées des DCP. Ces dispositifs agrègent essentiellement les bancs de petits pélagiques côtiers (carangidés et clupéidés) et des poissons démersaux (Lutjanidés, Priacanthidés). Ces structures permettent une capture plus aisée des bancs de poissons (gains de temps au niveau du repérage des bancs et de la mise en œuvre de la capture). L'étude de la répartition des bancs de poissons associés aux structures artificielles a été menée depuis de nombreuses années autour des DCP utilisés par la pêche thonière. L'usage de l'acoustique a été utilisée pour caractériser la répartition des bancs de poissons autour des plate-formes pétrolières en mer du nord (Vol Soldad *et al.*, 2002) ou dans le golfe du Mexique (Stanley & Wilson, 1996), mais aussi pour étudier la répartition des bancs de poissons sur le plateau continental (Guillard & Lebourges, 1998 ; Robinson *et al.*, 2000). Cependant peu d'études ont été menées en zones côtières sur la répartition des bancs de petits poissons pélagiques dans un réseau de structures agrégatives.

À l'échelle de la baie de Saint-Paul, cette première étape a permis de caractériser :

- l'évolution des densités acoustiques en poissons pélagiques au cours de l'année en évaluant un taux d'association moyen (densité acoustique associée / densité acoustique totale),
- la répartition des poissons au cours du nyctémère à partir des densités acoustiques relevées,
- la répartition du nombre, de la densité et de la taille des bancs.

Matériels et méthodes

Notions d'Acoustique

Le son est une déformation mécanique (vibration) qui se propage dans l'eau ou dans l'air sous forme d'ondes dans un milieu compressible. Les ondes sonores se propagent de manière sphérique depuis leurs sources grâce à l'élasticité du milieu.

Le principe d'un sondeur est de produire à l'aide d'un transducteur² une onde sonore qui se propage verticalement dans le milieu aquatique jusqu'à ce qu'elle rencontre un objet dont la densité est différente de celle de l'eau, par exemple un poisson. Une partie de la puissance sonore est

• ² La fonction première du transducteur est de transformer, lors de l'émission, l'énergie électrique en énergie sonore et inversement lors de la réception d'un écho (Diner et Marchand, 1995)

absorbée par cet objet et une autre est renvoyée partiellement ou en totalité vers le transducteur. Ces ondes renvoyées et reçues par le transducteur sont appelées « réflexions » ou « réverbérations ». Dans l'eau, les distances influent sur la perception des sons (plus la source sonore est éloignée, plus la réponse sonore s'atténue). Ceci est dû au frottement entre les particules, à l'absorption, à la diffusion (densité) et à la viscosité des éléments. Sur un sondeur, un amplificateur de gains (TVG) permet d'amplifier les ondes sonores reçues pour compenser ces pertes. Enfin, la célérité du son dans l'eau de mer dépend de la température et de la salinité.

Les sondeurs scientifiques actuels prennent en compte la plupart des paramètres influant sur la transmission et la réflexion des ondes acoustiques et corrigent l'énergie réverbérée par une cible afin d'en calculer un indice de réflexion correct. On montre que cet indice de réflexion, calculé en décibel (dB) ou TS (de l'anglais Target Strength), est, pour une espèce donnée, proportionnelle à la taille de la cible. En connaissant la relation taille/poids de l'espèce, on peut alors estimer le poids de la cible. Les valeurs de TS sont ensuite intégrées sur toute la couche d'eau (processus « d'échointégration ») pour en déduire la biomasse de poisson détecté. Selon le type d'échantillonnage effectué, la biomasse dans la zone de prospection peut alors être estimée.

Acquisition des données de terrain

Matériels employés et données exploitées

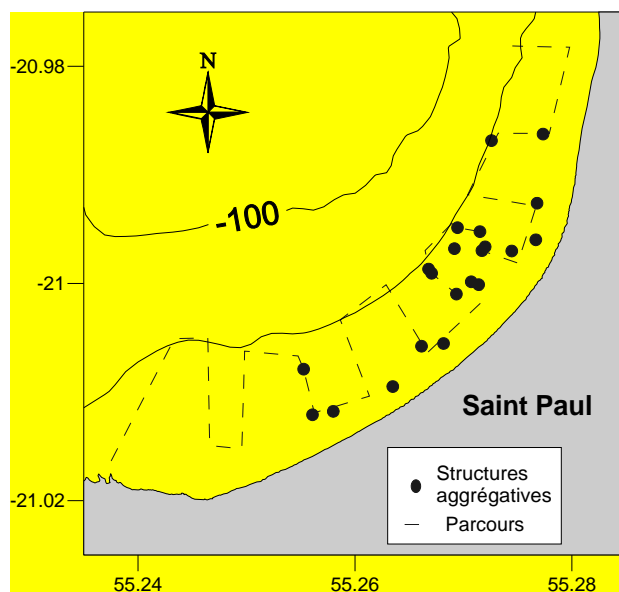
L'acquisition des données a été réalisée à partir du bateau de plongée l'ALYSSE du club de plongée Suwan-Macha. Les relevés acoustiques ont été effectués à partir d'un sondeur SIMRAD EK60 à faisceau partagé, utilisé en mode vertical. Sa fréquence d'émission est de 120 kHz, l'ouverture du faisceau de 7° et la durée d'impulsion de 0,512 milliseconde. Le transducteur a été solidement fixé sur le côté droit du bateau à 1 mètre sous la surface. Les données enregistrées ont été ensuite traitées au laboratoire par le logiciel MOVIES+ (© Ifremer). Ce logiciel génère les échogrammes et par échointégration, calcule les estimations des **surfaces réverbérées** (S_A , exprimé en m^2 par mille nautique²). Ces valeurs correspondent à une **densité acoustique** en terme de surface réfléchie et n'ont pas été transformées en biomasse pondérale. Pour franchir cette étape, il aurait été nécessaire d'apporter un facteur d'intégration (valeur de *TS*) correspondant à la taille et à la section diffusante des poissons observés, difficile à calculer dans un environnement multispécifique où la

composition en espèces varie en fonction du temps (saison, nuit/jour,...). Dans le cadre de ce travail, nous avons considéré que la **densité acoustique** était **bon indicateur de la biomasse totale** (MacLennan et Simmonds, 1991).

Stratégie d'échantillonnage

- Le profil de campagne choisi pour la baie de St-Paul a suivi un schéma classique qui optimise l'allocation de l'effort d'échantillonnage et conserve un effort d'échantillonnage régulier des isobathes (MacLennan & Simmonds, 1991 ; Guillard & Lebourges, 1998). Dans le cadre de notre étude, ce profil devait également tenir compte des différentes « structures » agrégatives présentes dans le secteur. Le parcours dans la baie est ainsi composé de 11 transects perpendiculaires à la côte, allant du Cap La Houssaye jusqu'à la partie Nord de la baie, peu avant l'embouchure de la Rivière des Galets (Fig. 71). Le parcours comprend 21 objets agrégatifs.

Douze campagnes ont été effectuées pendant la période 2003-2004, à raison d'une campagne par mois. Chaque campagne comprend une prospection de nuit suivie d'une prospection de jour. La profondeur de la zone prospectée a varié de 10 à 70 mètres. Seules huit campagnes réalisées entre le 28 août 2003 et le 26 mars 2004 ont été analysées.



264. Figure 71 : Situation du parcours et des structures prospectées par acoustique

Traitement des données

Pour le calcul des densités acoustiques, seules les cibles d'index de réflexion acoustique comprises entre -61 dB et -25 dB ont été retenues. Cette gamme de valeurs correspond principalement à la réflexion acoustique du fond, des poissons et des objets en pleine eau (DCP, objets, corde, amarre,...). Les échos du plancton (< -61 dB) ont été ainsi exclus de l'analyse. Les valeurs acoustiques situées dans le champ proche³ près de la surface (0 - 1,5 mètres) ont été exclues. De même, les échos à moins de 20 cm du fond n'ont pas été retenus pour éviter d'intégrer le fond ou des valeurs autres que celles des poissons (objets, algues, éléments rocheux ou coralliens). Toutefois, cette procédure tend à biaiser la densité acoustique correspondante aux espèces démersales, ainsi que celle des poissons de surface. Enfin, les traces acoustiques laissées par les objets (DCP, ligne de mouillage, épaves ...) sur l'échogramme ont été identifiées et supprimées.

La première phase d'échointégration consiste à définir l'unité élémentaire d'échantillonnage ou **ESDU** (de l'anglais Elementary Sampling Distance Unit) le long des transects. Elle est déterminée en mesurant l'auto-corrélation des valeurs mesurées sur la distance parcourue. Dans notre jeu de données, la plus petite longueur pour laquelle deux s_A voisins ne sont pas auto-corrélés est de 0,1 mille nautique. C'est donc cette distance que nous avons choisie comme ESDU.

Pour chaque ESDU, la colonne d'eau a été subdivisée en une couche « pélagique » (de la sous-surface jusqu'à 2 mètres du fond) et une couche « démersale », de 2 mètres de hauteur, représentative des espèces benthiques. Un code a ensuite été assigné à chaque ESDU, selon qu'il incluait ou non la présence d'une structure agrégative. Dans ce chapitre ne sera traité que l'analyse de la couche pélagique.

Concernant le traitement acoustique des bancs de poissons, leur échointégration a été réalisée en paramétrant leurs caractéristiques dans le logiciel Movies+. Dans le cadre de ce travail, les

• ³ Le champ proche est une zone d'interférence où l'intensité sonore sortant de la face parlante du transducteur, issue de chaque élément vibratoire de ce même transducteur, se forme régulièrement mais pas uniformément. Les signaux naissants sont en phases et en opposition de phases jusqu'à s'harmoniser en une sinusoïde parfaite à une distance variable du transducteur, dépendante des dimensions de ce dernier.

caractéristiques d'un banc ont été les suivantes : - surface minimale = 1 m², - valeur s_A minimale = 0,000018 m² par mille², - hauteur minimale = 1,5 m, - longueur minimale = 0,80 m, - densité minimale = -63 dB.

Ce traitement permet notamment d'obtenir le nombre de bancs, la densité acoustique et la surface des bancs par ESDU. Dans un second temps, les échos des bancs identifiés ont été extraits des échogrammes et une nouvelle base de données (banc) a été construite. Les calculs des valeurs de s_A banc des campagnes de décembre et février n'ont pu être réalisés (problème informatique).

L'information Nuit – Jour a été extraite des horaires de prospection. L'ensemble de ces données est saisi dans une base ACCESS (Microsoft®).

La répartition des ressources a été analysée en considérant deux strates. Une strate spatiale dite « **associée** » comprise dans un rayon de 0,1 mile autour d'un objet agrégatif. En dehors de ces zones, les ressources sont considérées comme **libres**. Les deux strates étant disjointes la somme des indicateurs de la strate « associée » et de la strate « libre » permet de calculer un indicateur total dans la baie.

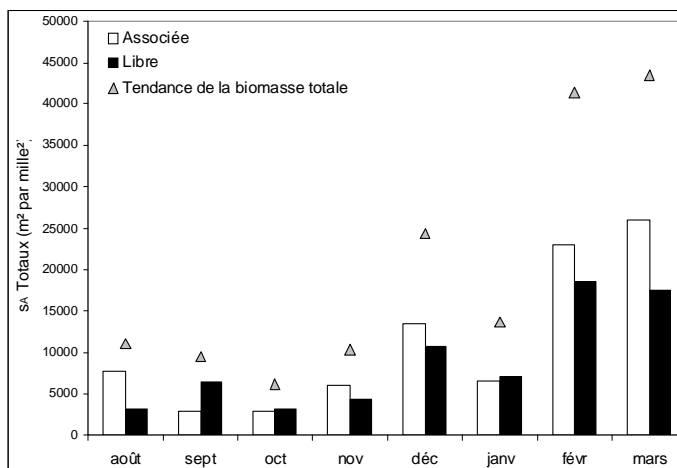
Les données ne remplissant pas les conditions de normalité et d'homoscédasticité, des tests statistiques non paramétriques Mann Whitney (U) et de Kruskal-Wallis (H) ont été utilisés pour tester les différences observées. De même le test sous hypothèse de Kruskal-Wallis (H') a été mis en place pour caractériser les différences observées pour chaque couple de valeurs. Les analyses statistiques ont été réalisées grâce au logiciel SPSS®.

Résultats

Evolution des densités acoustiques

L'analyse par campagne met en évidence une évolution croissante des valeurs des densités acoustiques du mois d'août au mois de mars. Néanmoins, une chute en janvier limite quelque peu cette tendance (Fig.72). Le test H a mis en évidence au moins une différence significative entre les moyennes de densités acoustiques de deux campagnes ($ddl=1$, $P<0,05$). Le test H' a permis de confirmer la répartition des densités acoustiques en deux périodes distinctes : une période de faible densité acoustique du mois d'août au mois de novembre et une période de densité acoustique plus forte du mois de décembre au mois de mars (à l'exception du mois de janvier).

265. Figure 72 : évolution des densités acoustiques associées (correspondant aux ESDU contenant un



objet agrégatif), libre (ESDU sans objet agrégatif) et totale (somme des deux précédentes) entre les mois d'août 2003 à mars 2004.

À l'exception des mois de septembre 2003 et janvier 2004, la densité acoustique associée a toujours été supérieure à la densité acoustique libre.

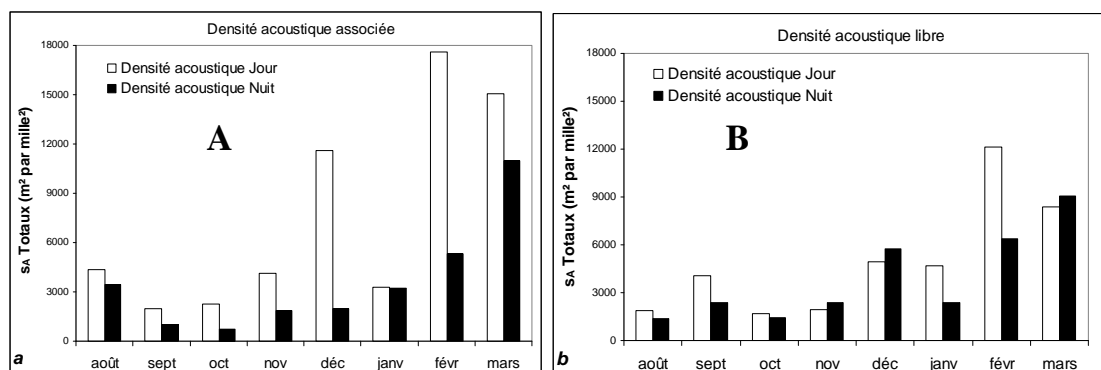
Evolution du taux d'association

Sur la totalité du parcours, les ESDU concernées par des structures agrégatives ont représenté en moyenne 34% ($\pm 2,5\%$) de la zone étudiée. À l'exception du mois de septembre, le taux d'association de la densité acoustique totale observée a été proche ou supérieur à 50% selon les campagnes. Le taux d'association a été le plus élevé au mois d'août et le plus faible au mois de septembre. Bien que les densités acoustiques aient fortement augmenté entre les campagnes d'octobre et mars (Fig.72), il a été mis en évidence une relative stabilité du taux d'association durant ces campagnes (oscillation entre 50 et 60%).

Variabilité de l'abondance relative et structure des peuplements

Variations nycthémerales des densités acoustiques libres et associées

L'évolution, au cours des campagnes, des densités acoustiques associées et libres suit celle des densités globales (Fig. 72 et Fig. 73). L'analyse statistique montre que les densités acoustiques associées sont significativement plus élevées de jour que de nuit ($p < 0,05$). L'analyse graphique met en évidence des écarts jour-nuit plus importants de la densité acoustique associée (Fig. 73).



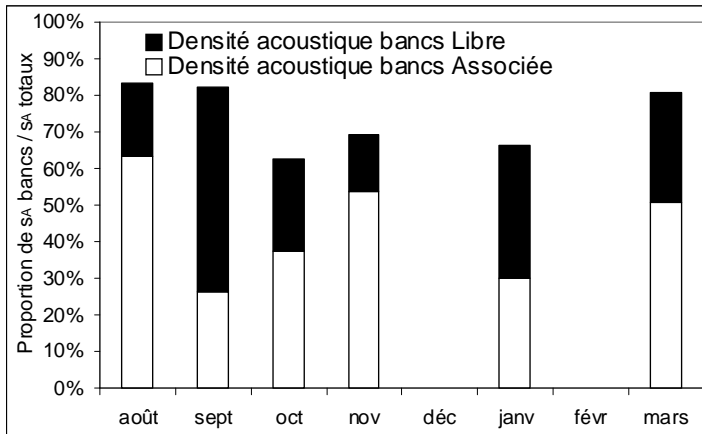
267. Figure 73: évolution des densités acoustiques totales (S_A tot) associées (A) et libres (B), de jour et de nuit entre août 2003 et mars 2004.

Evolution des caractéristiques des bancs

Les densités acoustiques observées au cours de chaque campagne sont constituées essentiellement de bancs (à 74 % en moyenne).

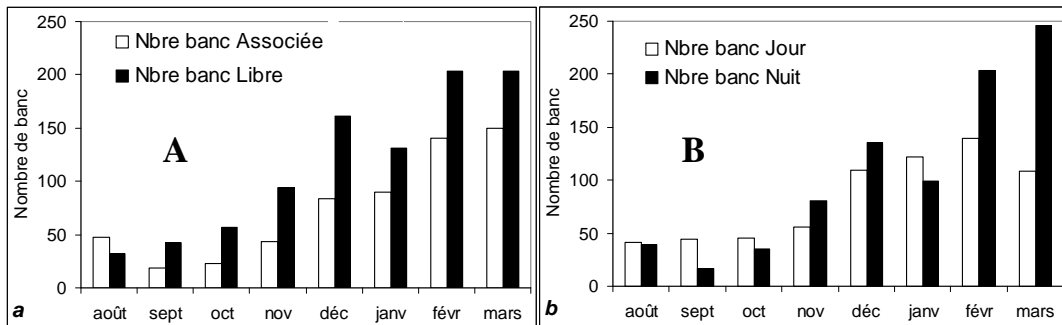
La proportion de densité acoustique des bancs libres est plus faible et varie davantage au cours des mois que la densité acoustique des bancs associés. Les proportions de bancs associés sont plus faibles durant les mois de septembre et janvier et inversement pour les autres mois (Fig. 74).

268. Figure 74 : évolution entre août 2003 et mars 2004, de la proportion des densités acoustiques des



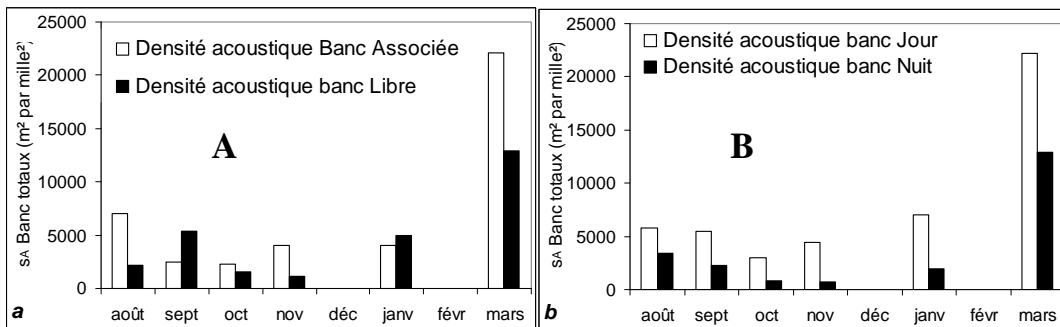
bancs de poissons associés et libres par rapport à la densité acoustique totale.

Le nombre de banc a augmenté au cours des campagnes, qu'ils soient associés ou libres (Fig. 75). Cette tendance est comparable à celle de la densité acoustique totale (Fig.72).



269. Figure 75 : (A) évolution du nombre de bancs de poissons associés et libres et (B) évolution jour-nuit du nombre de bancs.

Le nombre de banc a varié en fonction des périodes nyctémérales surtout durant la seconde période (décembre à mars), au cours de laquelle les bancs ont été plus nombreux de nuit (Fig. 75B). Cependant, cette différence n'est pas statistiquement significative. La somme des densités acoustiques des bancs au mois de mars a été significativement plus élevée que celle des autres mois (Fig. 76A). Elle a été globalement plus importante de jour que de nuit (Fig.76B), mais la différence n'est pas statistiquement significative. Ces observations suggèrent que, durant la nuit, les bancs seraient plus nombreux mais de densité acoustique plus faible.



270. Figure 76 : évolution de la somme des densités acoustiques des bancs associés et libres (A) et évolution jour-nuit de la densité acoustique totale des bancs (B).

On remarque que la densité acoustique des bancs associés est plus forte que celle des bancs libres (Fig. 76A), à l'exception des mois de septembre et de janvier. Mais le nombre de bancs associés est systématiquement inférieur au nombre de bancs libres (Fig. 75A). Ce résultat suggère que les bancs associés seraient plus denses que les bancs libres.

Discussion

Répartition des densités acoustiques

L'évolution des densités acoustiques au cours du temps montre une variabilité mensuelle de la densité acoustique (Fig.72). Les connaissances acquises sur le cycle biologique des espèces présentes dans la baie permettent d'expliquer en partie ces variations :

- les travaux de [Durville \(2002\)](#) et la présente étude (ch 4.1) ont mis en évidence une saisonnalité des recrutements larvaires de petits poissons pélagiques et de poissons benthiques avec, dès le mois de décembre, des recrutements de juvéniles sur les récifs naturels et artificiels de la côte Ouest de l'île.
- De même, l'étude de la pêcherie de pêche cavale (*Selar crumenophthalmus*) dans la baie de St-Paul en 1994 ont mis en évidence un recrutement important de juvéniles (6 à 9 cm) de cette espèce durant l'été austral (novembre 1993 à avril 1994) ([Roos et al., 1997](#)). La taille minimale moyenne de première capture était de 12 cm (longueur à la fourche) au mois de février. À ce stade, les pêche-cavales sont encore immatures. Une faible proportion des individus (première cohorte) deviendra mature à partir du mois d'avril, les poissons mesurant alors plus de 22 cm. La proportion d'individus matures a augmenté progressivement jusqu'au mois de novembre où l'indice gonado-somatique était le plus élevé. Après cette phase de reproduction, les individus matures ont disparu de la zone de la baie de St-Paul.

Concernant ce deuxième point, plusieurs hypothèses ont été proposées. D'après [Dalzell & Penaflo \(1989\)](#), ce phénomène pourrait être lié à la migration post reproduction des individus adultes vers le large et/ou en profondeur. Ces changements d'habitat et de comportement permettraient aux poissons de retrouver une bonne condition corporelle ([Johannes, 1981](#)). Selon [Finlay & Rennie \(1985\)](#) qui ont travaillé aux îles Grenade, ce phénomène serait étroitement lié à l'arrivée d'autres espèces pélagiques de grandes tailles le long de la côte et les poissons habituellement observés par échosondage migreraient alors vers d'autres zones. Enfin, la disparition

des gros individus s'expliquerait par une mortalité massive de ces derniers, causée par le stress physiologique après la reproduction. Fontana (1969) a ainsi montré que le taux de mortalité augmentait avec l'âge chez les petits pélagiques (comme chez tous les êtres vivants à reproduction sexuée.). Les travaux de Chabanne (1985) au Sénégal, indiquent que la mortalité augmente après la première reproduction. Williams et Clarke (1983) ont montré que d'autres petits pélagiques comme la sardinelle à queue noire (*Herklotsichthys quadrimaculatus*) ne survivaient pas après la première reproduction. Conand (1991) avait mis en évidence un fort taux de semelparité chez la sardine (*Amblygaster sirm*). La plupart des adultes mouraient après une unique saison de reproduction de 2 à 3 mois, durant laquelle plusieurs pontes avaient lieu.

Ainsi, les faibles densités acoustiques observées du mois d'août à octobre correspondraient à la fin du cycle de reproduction de cette espèce. L'augmentation des densités acoustiques dès le mois de novembre serait liée au recrutement massif des petits pélagiques et des poissons benthiques dans la baie de St-Paul.

Les diminutions importantes de la densité acoustique et du taux d'association des densités acoustiques aux structures artificielles au mois de janvier pourraient être liées au passage d'un système dépressionnaire à moins de 140 km des côtes début janvier 2004 (cyclone Darius). Les effets de perturbations environnementales sur l'agrégation restent cependant méconnus.

Les différences de densité acoustique obtenues autour et hors structures, de jour et de nuit, seraient liées à des phases de recherche alimentaire des poissons durant la nuit (cas du pêche-cavale). En effet, si la vie en groupe est un succès évolutif, les coûts liés à la proximité des individus tendent à augmenter la compétition intra spécifique, notamment lors de la recherche de la nourriture (Dajoz, 2000). Cette hypothèse se vérifie par l'analyse graphique du nombre et des densités acoustiques des bancs. Ainsi, le nombre de bancs tend à augmenter durant la nuit (Fig.75) mais leur densité acoustique est plus faible (Fig. 76), ce qui signifie que ces bancs de nuit sont de plus petites tailles que les bancs de jour. Ce mécanisme est bien connu chez plusieurs espèces de poissons grégaires. En effet, afin d'optimiser la recherche de la nourriture et d'offrir une probabilité équivalente à chaque individu de pouvoir s'alimenter, ils procèdent par une désorganisation du groupe principal en plusieurs petits groupes (le succès de capture augmente en groupe). D'un autre point de vue, les poissons en banc ont besoin de deux sens pour maintenir la cohésion de leur structure : la vue et la communication acoustique par la ligne latérale. La nuit, la vision est limitée et ne permet de relation que dans un périmètre restreint autour de chaque individu. Ces relations

•

•

restreintes empêchent la cohésion des individus et pourraient entraîner leur dispersion dans la masse d'eau.

L'augmentation de la densité acoustique de jour, notamment autour des structures (associée), pourrait être liée à une nécessité de lutter contre les prédateurs diurnes (carangues, thons, orphies...). La fonction anti-prédatrice est en effet la première cause invoquée dans la littérature pour expliquer la formation des bancs de petits poissons pélagiques. L'effet de groupe diminue le risque individuel et de jour, chaque individu profite de la vigilance accrue du groupe. D'autres bénéfices du groupe sont notables, comme l'effet de masse et les comportements de défense actifs au cours desquels les poissons en groupe sont capables de réactions organisées et synchrones qui leurrent les prédateurs ou permettent d'éviter leurs attaques. Ces réactions nécessitent une synchronisation parfaite des mouvements et des vitesses de nage et ne sont possibles que grâce à l'utilisation de l'ensemble des capacités sensorielles du poisson : visuelle, acoustique (ligne latérale), olfactive et auditive (Soria, 1994). De ce point de vue, la vision réduite la nuit rend caduque toute tentative de réactions de groupe de ce type et pourrait conduire à la dislocation des bancs.

Plus globalement, l'association préférentielle des bancs à des structures pourrait être expliquée dans notre cas par l'hypothèse du point de rencontre ou « meeting point » (Fréon & Dagorn, 2000). Selon cette hypothèse, les poissons pélagiques grégaires chercheraient à augmenter la taille du banc et pour des poissons isolés ou en petits groupes, il serait plus facile de détecter une structure plutôt qu'un banc en mouvement. Ce mécanisme permettrait aux individus isolés d'attendre leurs congénères à un point de rencontre pour constituer un banc, au lieu de prendre le risque de les rechercher activement, ce qui serait coûteux en énergie. Les structures artificielles de la baie de St-Paul faciliteraient ainsi la reconstitution des bancs temporaires de jour, après une période de dissociation nocturne liée à l'activité alimentaire ou à la perte de contact des congénères.

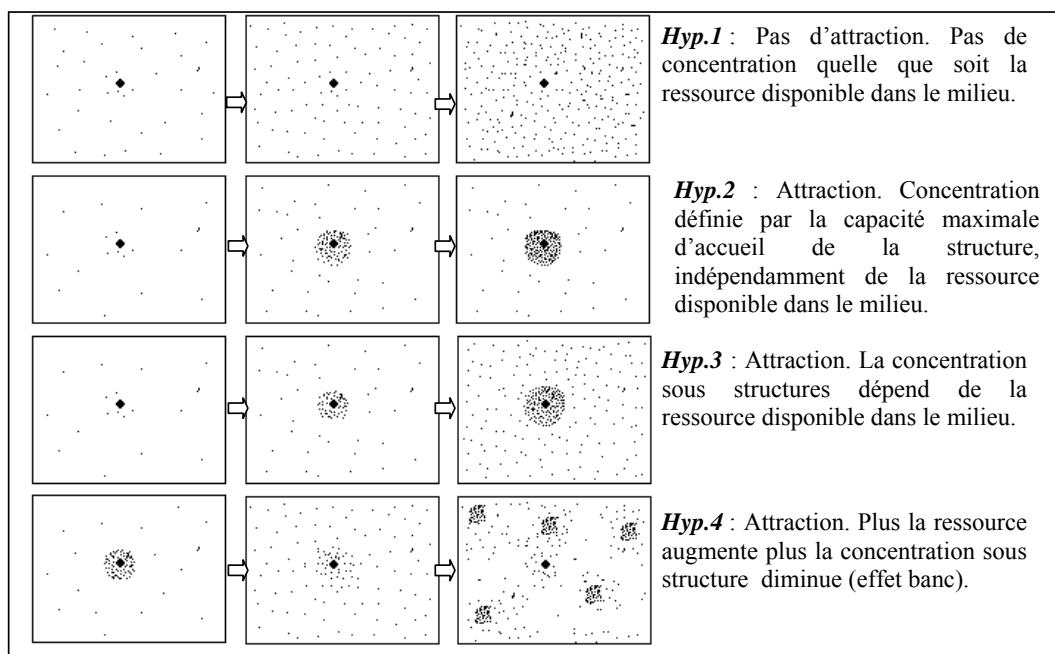
Cet exemple illustre bien le problème de l'attraction des petits poissons pélagiques. Compte tenu des caractéristiques biologiques de l'espèce, son attraction autour des objets agrégatifs va donc augmenter sa capturabilité. On peut alors se poser la question des conséquences que pourraient avoir la multiplication des structures agrégatives sur l'exploitation de l'espèce.

Impact des structures agrégatives sur la gestion des pêcheries

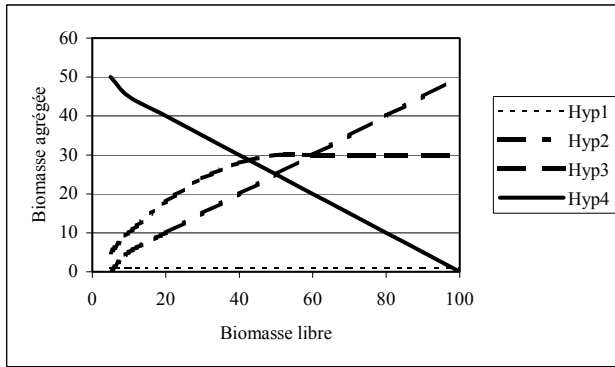
À partir des travaux antérieurs, nous proposons quatre hypothèses pour rendre compte de la variabilité du taux d'association (ou d'agrégation) à des structures agrégatives (Fig.77). L'agrégation est définie par la capacité d'attraction et de concentration d'une structure. Les premières informations recueillies dans un réseau de structures agrégatives pendant huit prospections acoustiques, montrent qu'en fait le **taux d'agrégation est relativement constant**. Cependant une distinction doit être faite entre le jour et la nuit. Le rapport des biomasses agrégées / biomasses libres montre que l'attraction est forte de jour et qu'elle dépend du comportement de banc du poisson et de la capacité d'accueil de la structure artificielle attractive. Au-delà d'une certaine biomasse libre, la biomasse agrégée n'augmente plus montrant ainsi la capacité maximale d'accueil des structures. De nuit, l'agrégation est moins forte. L'agrégation de la ressource pélagique dépend de la biomasse totale et le rapport biomasse agrégée sur biomasse totale reste constant. Ce cas correspond à l'hypothèse 3 de la Figure 77, selon laquelle une structure a des propriétés attractives mais la concentration en poissons est dépendante de la ressource disponible dans le milieu. La biomasse (estimée par la densité acoustique) sous ces structures serait donc un bon indicateur de la biomasse locale. Le risque lié à une plus grande accessibilité de l'espèce en présence de structures agrégatives est donc plus élevé de jour, mais cette forte attraction ne remet pas en cause les migrations trophiques de l'espèce pendant la nuit (Soria *et al.*, 2005). Cependant ces observations ne prennent pas en compte le type de structure agrégative sur les caractéristiques de l'association. Il est possible, même si les espèces pélagiques sont moins dépendantes des caractéristiques des structures que les espèces démersales, que les associations soient différentes sur des structures artificielles, des cages aquacoles ou des épaves. Ce point reste à déterminer.

Cependant, si les structures agrégatives ne semblent pas avoir d'influence sur le cycle de nutrition de l'espèce, aucune information n'a été recueillie sur l'évolution du rapport de l'évolution des biomasses associées après des opérations de pêche. La capture à la senne de plage pourrait avoir un impact non négligeable sur la ressource de la baie. En effet, les captures à la senne s'effectuent de jour, au moment où la concentration est maximale (Fig. 77, hypothèse 2), donc au moment où la biomasse exploitable est la plus élevée. En prenant en compte l'hypothèse du point de rencontre, est-ce que l'extraction d'une proportion importante des poissons n'amènerait pas les poissons restants à se regrouper autour des structures agrégatives pour reformer les bancs ? Cette situation se

rapproche de la situation C de la figure 3 (p. 15) pour laquelle les structures agrégatives augmentent fortement la biomasse exploitable sans augmenter la biomasse totale. Dans ce cas, la mise en place des DCP accroîtrait fortement l'accessibilité de la ressource à l'engin de pêche et favoriserait donc un taux élevé d'exploitation.



282.



283. Figure 77 : A - Hypothèses illustrant la variabilité de l'agrégation autour d'une structure agrégative. Le point central de chaque schéma représente la structure agrégative. B - évolution de la biomasse agrégée (donc exploitable) par rapport à la biomasse libre dans le cas des 4 hypothèses.

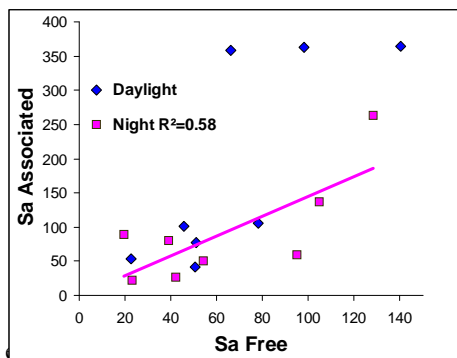
284.

285.

286.

287.

288.



289. Figure 78 : Sa Associated (en $m^2 / mille^2$) en fonction de la biomasse libre totale estimée par la Surface acoustique libre (Sa Free, en $m^2 / mille^2$) dans le cas de la baie de Saint-Paul. (carrés : biomasse de nuit ; losanges : biomasse de jour). De nuit la relation linéaire Sa associated / Sa free suit une droite de $R^2 = 0,58$.

•

•

•

•

•

CONCLUSION

•

•

I. PRINCIPAUX RESULTATS OBTENUS AU COURS DE L'ETUDE

L'objectif de ce travail était de répondre à trois questions principales :

- Les caractéristiques et la dynamique des peuplements ichthyologiques sont-elles similaires dans des biotopes naturels (récif corallien) et artificiels (récifs artificiels) ?
- Comment l'habitat influence-t-il les peuplements associés aux récifs artificiels ?
- Observe-t-on des différences de relations entre les espèces d'intérêt halieutique et les différents types de récifs artificiels ?

Les caractéristiques et la dynamique des peuplements ichthyologiques sont-elles similaires dans des biotopes naturels (récif corallien) et artificiels (récifs artificiels) ?

Les peuplements des récifs artificiels de la Réunion se caractérisent par des densités élevées et une diversité faible par rapport aux peuplements des récifs coralliens. Certaines familles caractéristiques des récifs coralliens comme les Pomacentridae, Labridae et Scaridae ne sont pas observées sur les récifs artificiels.

Le fait le plus marquant de cette analyse est la proportion très élevée des espèces d'intérêt halieutique sur les récifs artificiels, tant en nombre (plus de 85%), qu'en biomasse (plus de 75%), comparativement à la zone corallienne, alors que les espèces pélagiques, principales cibles de ces dispositifs ne sont pas prises en compte. Les plus fortes abondances sont observées pour *Gnathodentex aurolineatus*, *Lutjanus kasmira*, *Lutjanus notatus*, *Lutjanus bengalensis*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Mulloidichthys flavolineatus* et *Priacanthus hamrur*.

Les juvéniles dominent en abondance sur les récifs artificiels nouvellement installés, alors que des adultes dominent sur une structure artificielle implantée depuis plus de 10 ans.

La structure trophique des peuplements ichthyologiques inféodés aux récifs artificiels est composée en quasi-totalité de carnivores. Dans cette catégorie, en terme de biomasse, on retrouve en proportions équivalentes benthophages et planctonophages.

•

•

Comment l'habitat influence-t-il les peuplements associés aux récifs artificiels ?

Cette étude a montré une différenciation dans les peuplements en fonction des différents types de structures. Si la colonisation est rapide sur l'ensemble des structures, les peuplements restent à un stade pionnier sur les structures de type filet où l'habitat est peu diversifié. Ces peuplements se caractérisent par une faible diversité, une faible biomasse et des modifications fréquentes sous l'influence de facteurs extérieurs (cyclones, recrutements).

Inversement, les structures rigides (type maison, galet) sont caractérisées par la stabilité des peuplements, leur plus grande diversité, l'augmentation de biomasse et une influence ponctuelle et peu marquée des événements extérieurs. Ces caractéristiques iraient dans le sens d'une régulation interne de leurs peuplements. Alors que les peuplements des structures de type galet sont caractérisés par une plus forte diversité, ceux des structures maisons présentent une plus forte biomasse.

Pour chaque période, les espèces qui contribuent le plus aux dissimilarités entre structures sont *Lutjanus kasmira*, *Lutjanus notatus*, *Mulloidichthys vanicolensis*, *Priacanthus hamrur*, *Myripristis sp.* Ces espèces d'intérêt halieutique peuvent connaître des fluctuations importantes d'abondance, notamment sous l'effet de recrutements larvaires et de mortalité post-recrutement. Durant tout le suivi, elles apparaissent comme espèces discriminantes entre les peuplements des différentes structures.

Observe-t-on des différences dans les interactions entre les espèces d'intérêt halieutique et les différents types de récifs (artificiel et naturel) ?

Les comparaisons sont faites entre récif artificiel vs naturel et entre les différents types de structures (filet, galet, maison) pour les modalités du recrutement et les processus post-installation.

•

•

Concernant le recrutement :

- Deux saisons pour le recrutement larvaire (fort vs faible) ont été mises en évidence sur les récifs artificiels : un fort recrutement en été austral et un faible recrutement en hiver austral, résultats confirmant les observations de [Durville \(2002\)](#) dans les zones lagonaires de la Réunion

- - Des distinctions fortes ont été faites entre les récifs artificiels et les récifs coralliens, tant sur l'intensité que sur la structure spécifique du recrutement. Les fluctuations d'abondance des recrues sont plus fortes sur les récifs artificiels.

- - Pour certaines espèces d'intérêt commercial, le recrutement n'a été observé que sur les récifs artificiels, alors que pour d'autres, le recrutement s'effectue dans les deux milieux (artificiel et corallien) avec des intensités différentes ou identiques.

-

- L'architecture des récifs artificiels a donc un impact sur l'intensité et la fréquence du recrutement larvaire. Les espèces ont également des préférences pour certains types de structures. Ces deux éléments montrent que **l'habitat peut influencer le recrutement** sans que le déterminisme (choix actif ou régulation) n'ait été identifié.

-

Concernant les processus post-recrutement :

L'analyse a été menée en prenant en compte trois types d'espèces définies en fonction de leurs relations au récif artificiel. Les espèces de **type A**, en contact physique avec le récif ; les espèces de **type B**, en contact visuel avec le récif artificiel et les espèces de **type C**, en pleine eau.

- Pour les espèces de type A

Un recrutement plus élevé d'*Epinephelus fasciatus* sur les récifs artificiels n'a pas entraîné un nombre de juvéniles plus important par rapport au récif naturel après une période de 50 jours.

Pour les *Myripristis berndti*, seules les structures de type galet et maison ont accueilli des post-larves. Aucun recrutement n'a été observé, ni sur les récifs coralliens ni sur les filets. L'augmentation de la survie nécessite la disponibilité d'un habitat adéquat. La survie est plus importante sur les structures de type maison que sur celle de type galet. La production obtenue par cohorte et par an sur les structures de type maison varie de 0,5 à 2,5 kg/structure (soit 0,5 à 2,5 g/m²/an).

-

-

Pour ces deux espèces, l'impact majeur des houles cycloniques sur la survie des juvéniles suggère que ces types de structures et/ou le site d'implantation (profondeur) **ne sont pas adaptés à des fonctions de nurserie** souhaitée au départ dans la mise en place des récifs artificiels. De plus, la différence d'intensité d'installation et de survie entre types de structures souligne l'importance des microhabitats dans la survie des recrues. Une **meilleure connaissance des besoins spécifiques des recrues et juvéniles** permettrait de proposer une architecture permettant de soutenir plus efficacement le recrutement et la survie post-installation.

- Pour les espèces de type B :

Les liaisons avec l'habitat semblent moindres par rapport aux espèces de type A. Deux modalités différentes ont été mises en évidence :

Pour *Gnathodentex aurolineatus*, il semble y avoir une première colonisation sur les récifs artificiels, suivie d'une phase de colonisation sur les récifs coralliens.

Pour *Lutjanus kasmira*, la répartition des classes de taille, de biomasse et l'évolution de la fréquence entre les différents milieux suggèrent que a) le succès du recrutement de l'espèce est plus important sur les structures de type filet ; b) très rapidement après l'installation, l'espèce est capable de mouvements importants ; c) il semble y avoir une séparation des classes de taille, les plus petits individus se retrouvant préférentiellement sur les structures de type filet, les plus grands individus sur les structures rigides (maison, galet) ; d) les biomasses les plus élevées sont observées sur les structures de type maison.

Compte tenu de la répartition des espèces entre les différents biotopes, on suggère que les larves peuvent choisir leur milieu d'installation. De même, les processus post-installation vont probablement influencer la survie. Ainsi, pour *Lutjanus kasmira*, si le niveau et la fréquence de recrutement se maintiennent sur les filets, ils diminuent sur les deux autres structures. Cet échec du recrutement est probablement lié à la complexification des peuplements sur les structures rigides qui va augmenter les relations interspécifiques de type prédation qui agissent négativement sur la survie. La fonction de nurserie jouée par les récifs artificiels repose donc sur la nécessité de maintenir les peuplements à un stade juvénile, donc composés essentiellement de poissons aux stades précoces (post-larves, recrues, juvéniles). Ainsi, pour *Lutjanus kasmira*, la faible prédation permettrait d'augmenter le succès du recrutement. Ces éléments suggèrent que la mise en place d'un **réseau de structures artificielles** aux fonctions différentes pourrait permettre de **favoriser la production halieutique** de cette espèce. Cependant, cette perspective demande que soit évalué le phénomène de redirection, *L. kasmira* recrutant aussi bien en milieu corallien que sur les récifs

•

•

artificiels. La mise en place d'un programme de marquage classique pourra apporter des éléments sur les taux de mortalité, la croissance et les mouvements de l'espèce aux différents stades de son développement. De plus, l'utilisation de marques acoustiques pour les individus les plus grands, permettrait d'évaluer, par rapport au réseau de récifs, la part de production restant dans le réseau et la part exportée.

- Pour les espèces de type C (Carangidés du genre *Selar* ou *Decapterus*)

L'exploitation autour des récifs artificiels de ces espèces à croissance rapide et reproduction précoce pose le problème d'accessibilité de la ressource. Cette étude montre que les structures agrégatives tendent à augmenter l'accessibilité de la ressource exploitable en la concentrant. Mais ce taux d'association dépend de la période du jour. Si durant la nuit, ce taux d'association semble stable quelle que soit la biomasse totale, durant le jour, le taux d'association semble limité par la « capacité d'accueil » des structures agrégatives.

De manière générale, l'impact des récifs artificiels semble donc lié à la biologie et l'écologie des espèces concernées.

II. CONNAISSANCES ACTUELLES SUR LES POISSONS RECIFAUX DE LA REUNION

ÉTAT DES PEUPELEMENTS DES RECIFS CORALLIENS

La pression croissance des activités humaines sur le littoral de la Réunion provoque des déséquilibres dans les communautés récifales. Cette déstructuration a notamment été observée sur les peuplements ichtyologiques qui présentent une diminution de richesse spécifique et une modification de leur structure trophique dans les secteurs perturbés (Letourneur *et al.*, 1993 ; Chabanet *et al.*, 1997). Ainsi, les individus carnivores de haut niveau trophique deviennent moins abondants au profit des herbivores (Chabanet, 1994 ; Chabanet *et al.*, 1997). Les modifications de l'habitat ont une répercussion sur le recrutement des poissons, une réduction d'individus juvéniles ayant été constatée dans les secteurs soumis à une forte pression anthropique (Chabanet &

Letourneur, 1995). La faible abondance des prédateurs apicaux laisse supposer qu'une partie des déséquilibres observés est la conséquence directe de la pêche.

ORIGINE DE LA COLONISATION LARVAIRE A LA REUNION ET INFLUENCE SUR LE MODE DE GESTION

Une des questions essentielles pour la gestion des pêcheries des poissons démersaux de la Réunion est de savoir d'où proviennent les post-larves qui vont s'installer en zone côtière. Si les post-larves proviennent d'autres îles, la colonisation dépend des sources qui peuvent être soit Madagascar, soit les autres îles des Mascareignes (Maurice, Rodrigues). De ce fait, les populations de la Réunion sont allochtones et ne dépendent que de la gestion des stocks reproducteurs dans les îles sources. Inversement, si les sources de post-larves proviennent de la Réunion (autorecrutement ou recrutement autochtone), le lien entre biomasse reproductrice et les apports en post-larves devient prépondérant. Cette hypothèse d'autorecrutement est actuellement privilégiée en raison : a) de l'isolement géographique de la Réunion (Maurice à 230 km, Rodrigues à 830 km, et Madagascar à 730 km), b) du contexte hydrodynamique (Courant Sud Equatorial avec une direction E vers O), c) de la faible colonisation larvaire observée à l'intérieur des récifs frangeants de l'île (Durville, 2002) et d) de la croissance larvaire élevée (*E. merra*, *G. aurolineatus*, *L. kasmira*) (Pothin, 2005), facteur favorisé lorsque les larves se développent près des côtes, dans des eaux plus riches en éléments nutritifs (Swearer *et al.*, 1999).

Dans cette étude, la constance dans le recrutement pour *Myripristis sp.* et *Gnathodentex aurolineatus*, avec des périodes de recrutement limitées dans le temps, est un autre élément permettant de favoriser la **prépondérance d'un autorecrutement** sur certaines espèces. Cette stabilité supposerait des périodes de reproduction limitées dans le temps et un transport entre la source (zone de reproduction) et la zone d'installation avec des modalités reproductibles d'une année sur l'autre.

INFLUENCE DES FACTEURS DE L'ENVIRONNEMENT

•

•

Si les capacités des larves à être actives dans la masse d'eau sont maintenant reconnues, l'influence des conditions de l'environnement constitue cependant l'un des facteurs déterminants dans le transport des larves en milieu océanique. Sur la côte ouest de l'île (côte sous le vent) où a été menée la présente étude, l'influence des zones de rétention côtières a été mise en évidence par expérience conduite avec des bouées dérivantes (Taquet, 2004).

Certains événements climatiques comme les cyclones peuvent aussi avoir des conséquences majeures sur les peuplements ichthyologiques. Ils peuvent notamment redistribuer les peuplements de poissons (Letourneur, 1991) ou favoriser le transport des larves (Chabanet *et al.*, 2005 ; Tessier & Chabanet, soumis ; Hoareau, 2005).

Dans cette étude, des flux majeurs de recrutement lors de deux cyclones en 2002 et 2004 ont été constatés, correspondant aux pics de recrutement les plus importants observés pendant les 4 ans de suivi, indépendamment du type de récif artificiel. Néanmoins, recrutement massif et cyclones ne sont pas forcément liés. Les cyclones ont aussi une incidence importante sur les peuplements des récifs artificiels à travers la houle violente qu'ils génèrent. Les sites d'implantation des récifs artificiels doivent donc être immergés à **des profondeurs suffisamment importantes** pour éviter les impacts majeurs des houles et des cyclones.

III. RECIFS ARTIFICIELS : OUTILS DE GESTION ADAPTES AU CONTEXTE REUNIONNAIS ?

Les éléments de la pêcherie à la Réunion et la diminution de l'activité liée aux ressources démersales vont dans le sens d'une **surexploitation de croissance** (growth overfishing). Cette surexploitation va réduire les rendements potentiels de la pêcherie et ainsi les retombées économiques sur l'île qui pourraient être obtenues du stock halieutique.

Mais cette surpêche a indirectement une deuxième conséquence. Comme le nombre d'œufs, est directement lié à la biomasse adulte, la diminution de la taille moyenne et de l'abondance des reproducteurs aboutiront à une forte réduction de la production de larves. La **surpêche de recrutement** (« recruitment overfishing ») intervient quand une population ne produit pas assez de recrues pour se renouveler. Ce phénomène est considéré comme plus grave que la surpêche de croissance, car il peut compromettre la viabilité de la population. **Or, dans le cas de la Réunion si l'hypothèse d'un autorecruement dominant est favorisée, la surexploitation de recrutement serait étroitement liée à la surexploitation de biomasse.**

•

•

Dans ces conditions de surpêche, pour obtenir une augmentation de la production des stocks de poissons démersaux à la Réunion, la voie de gestion la plus appropriée serait d'agir à deux stades clés du développement des espèces : **la reproduction et l'installation.**

Concernant **la reproduction**, le constat de surexploitation des ressources démersales, même s'il reste peu étudié, suggère d'agir en premier lieu sur la **reconstitution de la biomasse reproductrice**. La mise en place d'aires marines protégées en favorisant la survie des individus en âge de reproduction permettra cette reconstitution ainsi qu'une plus forte production de gamètes et de larves. Parmi les effets attendus des réserves marines, les augmentations d'abondance et de taille moyenne des espèces exploitées (notamment des prédateurs apicaux) sont les éléments les plus remarquables (Sobel & Dahlgren, 2004 ; Russ et al., 2005). Ces deux éléments vont dans le sens d'une augmentation de la capacité reproductrice. Cet impact positif est encore accentué pour les espèces à hermaphrodisme successif (comme les mérus) dont un des sexes devient quasiment inexistant en raison de l'exploitation, ou dans le cas des espèces à reproduction grégaire (« spawning aggregations ») pour lesquelles la raréfaction du nombre de congénères ainsi que l'exploitation des zones de ponte rend les chances de reproduction quasiment nulles.

- Concernant **l'installation**, la diversité des relations « espèces exploitées / récifs artificiels » montre que l'utilisation des récifs artificiels dans la gestion des ressources doit prendre en compte les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces cibles. Cette gestion repose nécessairement sur une évaluation de l'impact de l'implantation des structures sur le cycle de vie des espèces exploitées afin de déterminer l'équilibre « coût / bénéfice » de leur implantation, tant au niveau écologique, qu'au niveau économique (Whitmarsh, 1996).

Les perspectives d'utilisation de récifs artificiels dans la gestion des ressources vivantes à La Réunion nécessiteraient que soient validés les points suivants, liés à trois échelles spatiales différentes :

Sur le récif artificiel (petite échelle), les densités élevées de recrues d'espèces d'intérêt halieutique observées durant la phase d'installation, ainsi que les mortalités post-installation importantes qui s'en suivent, suggèrent un travail à effectuer sur **l'amélioration du micro-habitat des recrues afin d'augmenter leur survie**. Le micro-habitat est surtout important pour les espèces de type A (ex. *Myripristis berndti*, *Epinephelus fasciatus*).

•

•

- Au niveau d'un réseau de structures artificielles (moyenne échelle), **la compréhension des mouvements d'une population donnée entre les structures doit être améliorée**. Un programme de marquage permettrait de valider la connectivité des populations au sein d'un réseau de récifs artificiels d'architectures différentes, et les migrations des individus au cours de leurs différentes phases de développement (recrues, juvéniles, adultes).

-

- Concernant les relations entre récif artificiel et récif corallien (large échelle), l'analyse des phénomènes de **redirection** des post-larves vers les récifs artificiels, ou les phénomènes de « **fuites** » de poissons qui rejoindraient le milieu naturel, pourront être abordés par des méthodes de marquage classique ou acoustique. L'augmentation du recrutement consécutif à la mise en place de réserves reste un impact important mais non démontré de la mise en place de réserves naturelles (Russ, 2002). La situation particulière de la Réunion en fait un site expérimental approprié pour l'étude de ce phénomène.

-

- En terme de gestion, les différentes relations qui lient les espèces ichthyologiques et les récifs artificiels nécessitent une approche pragmatique de leur utilisation qui permette une utilisation précautionneuse et diversifiée des ressources. Cette approche repose sur un **partenariat actif des pêcheurs, des scientifiques et des gestionnaires** ainsi que sur la mise en place d'une **réglementation adaptée** afin d'optimiser les retombées écologiques et économiques.

-

-

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

•

•

• FIGURES

Figure 1 : évolution des débarquements de la pêche artisanale à la Réunion depuis 1950	12
Figure 2 : représentation schématique de la relation entre la production de poissons récifaux et la surface du récif artificiel (RA) selon de l'hypothèse de production (A) ou l'hypothèse d'attraction (B) (d'après Osenberg et al., 2002).....	15
Figure 3 : impacts possibles des récifs artificiels (d'après Polovina, 1991 ; Santos <i>et al.</i> , 1996 ; Santos, 1997) ..	17
Figure 4 : Situation géographique de l'île de la Réunion. Principaux biotopes littoraux sous-marins rencontrés sur le pourtour de l'île.....	22
Figure 5 : variations mensuelles de la température de sub-surface dans l'ouest de la Réunion (d'après Conand et al., 2005). La courbe pleine représentant les températures mensuelles moyennes sur 10 ans (1993-2003) et les courbes pointillées, l'écart à la moyenne. La moyenne annuelle est de 25,7 °C.....	23
Figure 6 : les différents régimes de houle à la Réunion (d'après Gabrié & Montaggioni, 1985).....	24
Figure 7 : Localisation des sites d'étude dans le nord ouest de la Réunion (extrait d'image SPOT5, traitement haute résolution réalisé par Michel Petit, Maison de la Télédétection, IRD, unité ESPACE).....	25
Figure 8 : Bathymétrie de la zone d'étude (en rouge trait de côte).....	26
Figure 9 : Schéma courantologique en baie de la Possession (d'après Troadec, 1991).....	28
Figure 10 : morphologie sous-marine et biocénoses associées dans la baie de Saint-Paul (d'après Anonyme, 2004).....	30
Figure 11 : Cartographie des biocénoses rencontrées en baie de la Possession (d'après Bigot et al., 1998).....	31
Figure 12 : Schéma d'un récif artificiel installé en baie de Saint-Paul.....	32
Figure 13 : types de structures : A : Trame en filet (surface de la partie inférieure, 100 m ² . Ratio cavité sur surface pleine supérieure à 90%. B : Maison (surface de la partie inférieure 100 m ² . Ratio cavité sur surface pleine compris entre 40% et 50%). C : Galet (longueur d'une branche 6 mètres, surface globale 300 m ² , ratio cavité sur surface pleine de 30%).....	34
Figure 14 : A - Localisation des sites d'étude (La Possession et St-Paul) dans le nord ouest de la Réunion. B - Position des huit récifs artificiels en baie de la Possession. C - Position des trois récifs artificiels, de la Tonne (T) et du Cap La Houssaye (CH).....	36
Figure 15 : Plan d'échantillonnage en baie de la Possession. Correspondance entre les 9 trimestres échantillonnés (1 à 9) et la saisonnalité été/hiver. Les abscisses représentent les mois d'échantillonnage. Les ordonnées représentent la hauteur maximale de la houle enregistrée sur le site. La hauteur maximale de la houle montre deux épisodes aigus en février 2004 et mars 2004 (périodes 4 et 5) avec des hauteurs maximales de 6 mètres.....	39
Figure 16 : types d'espèces définis par Nakamura (1985) en fonction de leur position par rapport au récif artificiel. Type A : en contact direct avec le récif artificiel ; Type B : espèces présentes à proximité du récif mais sans contact direct avec lui ; Type C : espèces pélagiques.....	48
Figure 17 : structure du récif artificiel (A : vue latérale, B : vue de dessus) et techniques d'échantillonnage.....	56
Figure 18 : valeurs de Ln(vidéo+1) (symboles : cercles) rangées en ordre ascendant et valeurs correspondantes Ln(plaquette+1) (symboles : losanges), ajustements linéaires pour Ln (vidéo +1) (trait plein) et ajustement linéaire pour Ln (plaquette+1) (ligne pointillée).....	64
Figure 19 : Evolution de l'abondance des recrues pendant les deux installations de masse. A : <i>Gnathodentex aureolineatus</i> (2000), B : <i>Priacanthus hamrur</i> (2001).....	76
Figure 20 : Synthèse des valeurs des indices classiques, des indices taxinomiques et des indices calculés à partir des espèces d'intérêt commercial par zone d'étude (RA : Récifs Artificiels ; CH : Cap La Houssaye ; T : Tonne). 86	
Figure 21 : Synthèse par saison (été, hiver), des valeurs des indices classiques, des indices taxinomiques et des indices calculés à partir des espèces d'intérêt commercial par zone d'étude.....	88
Figure 22 : Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, axes 1 et 2) réalisée sur les données des peuplements ichtyologiques (matrice présence/absence x stations) du Cap la Houssaye (Récif corallien), T : Tonne, RA : Récifs artificiels.....	92
Figure 23 : Dendrogramme des distances euclidiennes entre relevés suivant le regroupement par saut minimum. RA : Récifs artificiels ; RC : Récif corallien ; T : Tonne.....	92
Figure 24 : Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, axes 1 et 2) réalisée sur les données du peuplement ichtyologique (matrice présence / absence x stations). Représentation des espèces ayant les plus fortes contributions aux axes d'inertie.....	93
Figure 25 : Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, axes 1 et 3) réalisée sur les données du peuplement ichtyologique (matrice présence/absence x stations). RC : Cap la Houssaye, T : Tonne, RA : Récifs artificiels. A : représentation de relevés de la Tonne et du Récif corallien. B : représentation des relevés des récifs artificiels.....	94
Figure 26 : Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, axes 1 et 3) réalisée sur les données du peuplement ichtyologique (matrice présence/absence x stations). Les ellipses oranges représentent les relevés des récifs coralliens ; les ellipses bleues représentent les relevés des récifs artificiels ; les ellipses jaunes représentent les relevés de la Tonne.....	95

Figure 27 : AFC Abondance par espèce - Projection des groupes de relevés par site sur les axes 1 et 2. Projection des espèces ayant la plus forte contribution absolue aux axes	97
Figure 28 : AFC Abondance par espèce - Projection des groupes de relevés sur les axes 1 et 3. Ellipses bleues relevés des récifs artificiels, ellipses jaunes, relevés de la Tonne, ellipses oranges relevés des récifs coralliens. Pour chaque groupe de relevés sont indiqués les mois extrêmes des relevés.	98
Figure 29 : Biomasse par Espèce - Projection des espèces et des groupes de stations (récif corallien, Tonne, Récif artificiel) et sur les axes 1 et 2	100
Figure 30 : Biomasse par Espèce - Projection des groupes de stations Récif corallien, Récif artificiel, Tonne) sur les axes 1 et 3. Pour chaque groupe sont indiqués les périodes extrêmes des relevés qui le composent.	100
Figure 31 : structure trophique de l'ichtyofaune des récifs artificiels (RA = moyenne de RC et RN) de la Tonne (T) et du Cap La Houssaye (CH), exprimée en pourcentage d'abondance (A) et de biomasse (B).	103
Figure 32 : nombre moyen d'espèces par période (les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95%) par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison).....	113
Figure 33 : Densité moyenne par comptage (N : nombre de poissons par 100 m ²) et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison).....	114
Figure 34 : biomasse (g/100 m ²) du peuplement total par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)	115
Figure 35 : Evolution de l'indice de Margalef par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison).....	115
Figure 36 : Evolution de l'Indice de diversité de Shannon par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)	116
Figure 37 : Evolution de l'indice de régularité de Pielou par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)	117
Figure 38 : Evolution de l'indice de diversité taxinomique (Δ) par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)	117
Figure 39 : Evolution de l'indice de diversité taxinomique inter individus par période par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison).....	118
Figure 40 : Evolution de diversité taxinomique inter espèces par période et par type de structure (F : filet, G : galet, M : maison)	119
Figure 41 : Comparaison inter-annuelle et saisonnière (été / hiver) des indices globaux par type de structure (filet, maison, galet,). Les indices globaux sont référencés de A à I.	123
Figure 42 : Ordination multidimensionnelle des similarités entre les peuplements de poissons associés aux trois types de structures (F : filet, G : galet, M : maison) pour chaque période d'échantillonnage. A. période 1 (stress=0,09), les deux premiers relevés de F ont été retirés de l'analyse, B. période 2 (stress=0,1), C. période 3 (stress=0,1), D. période 4 (stress=0,15), E. période 5 (stress=0,09), F. période 7 (stress=0,15), G. période 8 (stress=0,1), H. période 9 (stress=0,13).	124
Figure 43 : Projection dans l'espace à deux dimensions du Non Metric MultiDimensionnal Scaling (MDS) de la matrice de similarité de Bray Curtis réalisée à partir des observations effectuées sur les structures de type filet (F). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%.	127
Figure 44 : Projection dans l'espace à deux dimensions du Multidimensional Scaling de la matrice de similarité de Bray Curtis réalisée à partir des observations effectuées sur les structures de type maison (M). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%.	128
Figure 45 : Projection dans l'espace à deux dimensions du Multidimensional Scaling de la matrice de similarité de Bray Curtis réalisée à partir des observations effectuées sur les structures de type galet (G). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%.	128
Figure 46 A : groupement selon l'association moyenne des différents échantillons effectués sur les trois types de structures (F : filet, M : maison et G : galet). Pointillés : niveau de similarité à 40%, traits pleins : similarité à 60%).....	130
Figure 47 : Densités moyennes des recrues (en nombre/100 m ²) par mois (+ ou - écart-type) sur l'ensemble des récifs en Baie de St Paul (années 2001 à 2003).	146
Figure 48 : Densités moyennes de recrues observées par mois (en nbre/100 m ²) sur les récifs de la baie de Saint-Paul entre mars 2001 et mai 2003.	147
Figure 49 : densité moyenne de recrues / 100 m ² par famille et par type de milieu (barres hachurées : récif corallien ; barres grises : récif artificiel).	149
Figure 50 : densité moyenne des recrues /100 m ² observées par espèce d'intérêt commercial et par type de milieu (barres hachurées : récif corallien ; barres grises : récif artificiel). Les barres associés aux étiquettes indiquent l'erreur type.	150
Figure 51 : proportion des abondances de recrues en fonction des classes de taille (cm) et par type de milieu (barres hachurées : récif corallien ; barres grises : récif artificiel).	150
Figure 52 : Densité moyenne des recrues (nombre/100 m ²) par famille et par type de récif artificiel (M : Maisons ; G : Galet ; F : Filet).	152

Figure 53 : Comparaison des densités moyennes de recrues entre deux biotopes à Saint-Paul (B : Récifs Artificiels de type « Bidon » et L : Récif corallien du Cap La Houssaye) ; entre différents types de récifs artificiels en baie de la Possession (F : Filet ; M : Maison ; G : Galet).....	155
Figure 54 : nombre moyen de recrues de <i>Myripristis berndti</i> par type de récif (galet et maison) sur deux années successives (mars 2003 à mars 2005). La taille des recrues est comprise entre 4 et 6 cm.....	157
Figure 55 : densités des cohortes de <i>Myripristis berndti</i> en fonction du type de récif (galet et maison) et de l'année (2003 et 2004).....	157
Figure 56 : courbe de croissance de <i>Myripristis berndti</i> sur les récifs artificiels de type maison. Longueur totale (en ordonnée) en fonction de la durée en jours à partir du recrutement.....	158
Figure 57: évolution du nombre d'individus, du poids par individu et de la biomasse totale de <i>Myripristis berndti</i> de 2003 sur les maisons entre mars 2003 et mars 2005.....	159
Figure 58 : évolution du nombre d'individus, du poids par individu et de la biomasse totale de <i>Myripristis berndti</i> de 2004 sur les maisons entre mars 2004 et mai 2005.....	159
Figure 59 : courbe d'Allen (nombre d'individus / poids unitaire) permettant de calculer une production de la cohorte de <i>Myripristis berndti</i> en fonction de la taille à l'exploitation. A : 2003 – B : 2004.....	160
Figure 60 : Moyenne et écart type du nombre moyen de recrues de <i>Gnathodentex aurolineatus</i> sur le récif corallien (barres hachurées) et sur les récifs artificiels (barres grises) pendant les mois de février (2) à juin (6) 2002.....	162
Figure 61 : localisation des stations d'étude. A : zone globale d'étude ; B : Baie de St Paul (récifs artificiel RC : récif centre, RA : récif sud, RN : récif nord) ; C : récifs de St Gilles/La Saline et St Leu (les cercles représentent les stations suivies).....	169
Figure 62 : Evolution des densités de post-larves durant 45 jours.....	175
Figure 63 : Taux de survie par transect (% de la densité initiale de post-larves) après 42 jours en fonction la densité des post larves à l'installation :	178
Figure 64 : niveau de recrutement de <i>Lutjanus kasmira</i> (densité moyenne en nombre en individus/100 m ²). A - Comparaison entre biotope naturel (L) et récifs artificiels (B) à St-Paul. B - Comparaison entre trois types de récifs artificiels galets (G), maisons (M) et filets (F) à la Possession.....	186
Figure 65 : évolution de la proportion du nombre de recrutements sur les différents types de récifs de la Possession (G : galets, M : maisons et F : filets) entre avril 2003 (4-2003) et avril 2005 (4-2005).....	186
Figure 66 : évolution de la répartition du nombre d'individus par classe de taille (longueur totale estimée, en cm) sur chaque type de structure (M : maison, G : galet, F : filet) entre décembre (5/12) 2003 et avril (22/04) 2004.....	187
Figure 67 : proportion des classes de taille de <i>Lutajnus kasmira</i> (longueur totale estimée, en cm) observée sur chaque type de récif 202 jours après l'immersion et par type de récif (F : filet, G : galet, M : maison). L'abondance est exprimée en individus/100 m ²	188
Figure 68 : taille moyenne (longueur totale estimée, en cm) de <i>Lutajnus kasmira</i> observée sur trois types de structures (filet, galet, maison) entre avril 2003 et mai 2005 en Baie de La Possession. Les données sont manquantes entre mai et août 2004.....	188
Figure 69 : répartition moyenne des abondances de <i>Lutjanus kasmira</i> par classe de taille (longueur totale estimée, en cm) et par type de récif (F : filet, G : galet, M : maison). L'abondance est exprimée en individus/100 m ²	189
Figure 70 : Evolution des biomasses (g/100 m ²) de <i>Lutjanus kasmira</i> par type de récif (filet, galet, maison) entre avril 2003 et 2004. Les mois sont indiqués en chiffres.....	190
Figure 71 : Situation du parcours et des structures prospectées par acoustique.....	197
Figure 72 : évolution des densités acoustiques associées (correspondant aux ESDU contenant un objet agrégatif), libre (ESDU sans objet agrégatif) et totale (somme des deux précédentes) entre les mois d'août 2003 à mars 2004.....	200
Figure 73: évolution des densités acoustiques totales (S _A tot) associées (A) et libres (B), de jour et de nuit entre août 2003 et mars 2004.....	202
Figure 74 : évolution entre août 2003 et mars 2004, de la proportion des densités acoustiques des bancs de poissons associés et libres par rapport à la densité acoustique totale.....	202
Figure 75 : (A) évolution du nombre de bancs de poissons associés et libres et (B) évolution jour-nuit du nombre de bancs.....	203
Figure 76 : évolution de la somme des densités acoustiques des bancs associés et libres (A) et évolution jour-nuit de la densité acoustique totale des bancs (B).....	203
Figure 77 : A - Hypothèses illustrant la variabilité de l'agrégation autour d'une structure agrégative. Le point central de chaque schéma représente la structure agrégative. B - évolution de la biomasse agrégée (donc exploitable) par rapport à la biomasse libre dans le cas des 4 hypothèses.....	209
Figure 78 : évolution de la biomasse agrégée totale estimée par la Surface Acoustique associée (Sa Associated, en m ² / mille ²) en fonction de la biomasse libre totale estimée par la Surface acoustique libre (Sa Free, en m ² / mille ²) dans le cas de la baie de Saint-Paul. (carrés : biomasse de nuit ; losanges : biomasse de jour). De nuit la relation linéaire Sa associated / Sa free suit une droite de R ² = 0,58.....	209

• **TABLEAUX**

Tableau 1 : chronologie des jours d'échantillonnage par période (les jours 12, 20, 22 et 23 ont été retirés de l'analyse car la totalité du peuplement n'a pu être évaluée).....46

Tableau 2 : nombre d'espèces par catégorie d'occurrence et par type écologique (A, B, C). A : espèces ayant un contact direct avec le récif, B : espèces trouvées à proximité du récif, C : espèces trouvées en pleine eau, Σ : somme des espèces. Catégorie d'occurrence des espèces : >75% permanentes, 50- 74,9% = fréquentes, 25-49,9%= occasionnelles, <25%: rares.....60

Tableau 3 : Résultats de l'analyse de variance multiple (MANOVA) montrant l'effet des différents facteurs testés sur les coefficients de similarité de Gower (Si) transformés par la fonction *arc sinus*. Influence de l'attractivité vis-à-vis du plongeur (positive, neutre, négative), de la classe d'abondance (0-10 à >1000), du type écologique (A, B, C), du contraste (élevé ou faible) et de leurs interactions sur Si. Type A : espèces ayant un contact direct avec le récif, B : espèces proches du récif, C : espèces trouvées en pleine eau.61

Tableau 4 : indice de similarité de Gower (Si) pour l'attractivité vis-à-vis du plongeur (positive, neutre, négative), la classe d'abondance (0-10 à >1000), le type écologique (A, B, C), le contraste (élevé ou faible). Les différences entre groupes sont calculées avec le test de Tuckey. * indique un seuil de significativité < 0,05.....61

Tableau 5 : indice de Pearson (R), indice de Kendall (B), Indice de rang de Spearman (Rho) pour les espèces permanentes. * indique une différence significative < 0,05 et ** < 0,01 entre les techniques vidéo et plaquette. Fq : fréquence des observations sur 40 échantillons.....62

Tableau 6 : durée de plongée par type d'étude et par technique.....68

Tableau 7 : abondance et taux de mortalité estimés par vidéo et par recensement visuel direct en plongée, après 55 jours pour *Gnathodentex aurolineatus* (A), et après 87 jours pour *Priacanthus hamrur* (B).....76

Tableau 8 : nombre de relevés par biotope et par saison (RC : Récif centre ; RN : Récif Nord ; CH : Cap La Houssaye ; T : Tonne).....83

Tableau 9 : nombre et % d'espèces (sp) spécifiques à une zone, à deux zones et à trois zones (RA : Récif artificiel, CH : Cap La Houssaye, T : Tonne).....83

Tableau 10 : Groupes homogènes (p<1%) de zones d'études (RA : récifs artificiels, CH : Cap La Houssaye, T : Tonne) déterminés par le test de Kruskal-Wallis à partir d'indices synthétiques classiques et d'indices taxonomiques calculés sur l'ensemble des peuplements et à partir des espèces d'intérêt commercial.....84

Tableau 11 : structure trophique de l'ichtyofaune des récifs artificiels (RC : récif centre, RN : récif Nord), de la Tonne (T) et du Cap La Houssaye (CH), exprimée en nombre moyen d'individus (A) et en grammes (B).103

Tableau 12 : nombre d'échantillons par type de structure et par période.....109

Tableau 13: nombre d'espèces spécifiques à une structure, communes à deux structures, communes aux trois structures artificielles (F : Filet, M : Maison, G : Galet).....110

Tableau 14 : nombre d'espèces (S), densité (nbre/100 m²) (N), Indice de Margalef (d), Indice de Shannon (H'), équitabilité (J'), Diversité taxonomique (Δ), biomasse (g/100 m²) par type de récifs (Filet, Maison, Galet). Les valeurs représentent des moyennes ; pour chaque valeur l'écart type est entre parenthèses. Les données traitées par un test non-paramétrique sont indiquées : K-W. Les groupes homogènes sont soulignés..... 111

Tableau 15 : Résultats du modèle linéaire général (GLM) testant l'effet de la structure et de la période pour chacun des indices. Ajustement des données au modèle (R²), valeurs des F pour chaque facteur..... 112

Tableau 16 : Principales espèces contribuant aux différences dans la matrice de similarité utilisée pour le MDS (Multidimensional scaling) et l'ANOSIM (analyse de similarité) sur les données d'abondance transformées par la fonction racine carrée. Les différences sont recherchées entre les structures deux à deux (F/M entre filets et maisons, F/G entre filets et galets, M/G entre maisons et galets).....125

Tableau 17 : synthèse de l'évolution des indices globaux en fonction du coefficient quantitatif d'habitat (1 : faible pour les filets ; 2 : intermédiaire pour les maisons et 3 : fort pour les galets)133

Tableau 18 : Densité moyenne par famille des peuplements des structures artificielles de type filet (F) pendant les périodes 3 (avant épisodes cycloniques), les périodes 4 et 5 (épisodes cycloniques) et la période 7 (après épisodes cycloniques)..... 135

Tableau 19 : Nombre de recrutements observés pour les espèces d'intérêt halieutique les plus abondantes. Période 2001-2003 pour Saint-Paul, 2003-2005 pour La Possession..... 154

Tableau 20 : couverture benthique (% \pm écart type) incluant les substrats biotiques (coraux, algues, autres) et abiotiques (détritique) et l'habitabilité (de 1 à 3) pour chaque station. (1) : données du Réseau global de suivi de l'état de santé des récifs (platier interne) (Chabanet *et al.*, 2002), (2) : données de la présente étude. Habitabilité (H) : 1= faible, 2 = moyenne, 3 = forte.....170

Tableau 21 : Densités maximales et minimales (\pm écart type) de post-larves de *Epinephelus merra* observées pendant l'étude dans chaque biotope (AR : arrière récif, PI : platier interne) des récifs frangeants de la Réunion en 2002 (N = 3) et taux de mortalité (journalier et total après 42 jours, exprimés en %). (1): présente étude, (2): Letourneur *et al.*, 1998..... 177

Tableau 22 : Densités maximales et minimales (\pm écart type) des post-larves de *Epinephelus fasciatus* observées dans chaque biotope (AS : aire sableuse, RA: récifs artificiels, PE : pente externe) à la Réunion en 2002 (N = 3) et taux de mortalité (journalier et total après 42 jours, exprimé en %). RS, RC, RN correspondent aux trois récifs artificiels installés en baie de St-Paul (aire sableuse), au sud (RS), au centre (RC) et au nord (RN). *100% de mortalité a été observée après 2 jours en zone sableuse et après 31 jours sur RN.177

•

•



•

•

BIBLIOGRAPHIE

•

•

- Alcala M. L. R., & Vogt H., 1997. Approximation of coral reef surfaces using standardised growth forms and video counts. *Proc 8th Intern. Coral Reef Congr.*, 2 : 1453-1458.
- Aliaume C., 1990. Ichtyofaune des herbiers à *Thalassia* du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe: Organisation spatio-temporelle du recrutement-Liaison avec les variables de l'environnement. Thèse de Doctorat. *Univ. Paris VII*. 226 p.
- Ambrose R.F. & S.L. Swarbrick, 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bull. Mar. Sci.*, 44(2) : 718-733.
 -
- Anonyme, 2000. Activité halieutique dans les « lagons » de l'île de la Réunion. Rapp. APMR, IFREMER, CRPMEM pour le compte de la DIREN. 76 p.
- Anonyme, 2004. Développement de la pisciculture marine en baie de Saint-Paul. Etude d'impact environnemental. Etat initial de l'environnement. BCEOM/ARVAM/PARETO pour le compte de l'ARDA. 51 p.
- Aronson B. R., Swanson W. D., 1997. Video surveys of coral reefs : uni- and multivariate applications. *Proc 8th Intern. Coral Reef Congr.*, Panama, 2 : 1441-1446.
- Auster P.J., Stewart L.L. & H. Sprunk, 1989. Scientific imaging with ROVs: tools and techniques. *Mar. Techn. Soc. J.*, 23 (3) : 16-20.
- Bakun A., Roy C. & S. Lluch-Cota, 1998. Coastal upwelling and other processes regulating ecosystem productivity in the western Indian Ocean. *In Large marine ecosystems of the Indian Ocean: Assessment, Sustainability and Management* (ed. K. Sherman, E. Okemwa & M. Ntiba), pp. 394. Cambridge: Blackwell Sciences.
- Baine M., 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean and Coastal Management*. 44: 241-259.
- - Barans C.A. & S.A. Bortone, 1983. The visual assessment of fish populations in the southeastern United States: 1982 Workshop. Technical Report 1(SC-SG-TR-01-83), South Carolina Grant Consortium, Charleston.
- Beets J., 1989. Experimental evaluation of fish recruitment to combinations of fish aggregating devices and benthic artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 44(2), 973-983.
- Beets J. & M.A. Hixon, 1994. Distribution, persistence, and growth of groupers (pisces : Serranidae) on artificial and natural patch reefs in the Virgin Islands. *Bull. Mar. Sci.*, 55 : 470-483.
- - Bertrand J., 1985. La Pêche Maritime à la Réunion : trente années d'effort de développement de la production. L'économie de la Réunion. INSEE ed. p.3-8.
- Biais G. & M. Taquet, 1991. La pêche locale aux abords de La Réunion. Rapp. Int. IFREMER DRV-RH- La Réunion 91-16.
- Biais G. & M. Taquet, 1992. La pêche locale aux abords de La Réunion. Repères océan, 2 : 78 p.
- Bigot L., Quod JP., Troadec R., Tessier E., Aichelmann C. & E. Dutrieux, 1998. Etude du suivi du milieu marin de la Baie de la Possession et de la Pointe des Galets – volet 4. Synthèse / Diagnostic de l'état initial. Définition du suivi 1998-2000. Rapp. ARVAM / IARE pour la CCI-DDE/SPBA . 33 p.

- Boehlert G.H., 1996. Larval dispersal and survival in tropical reef fishes. pp. 61-84. In: N.V.C. Polunin & C.M. Roberts (eds). Reef Fisheries. Polunin, N.V.C. & C.M. Roberts eds., Chapman & Hall, London. 61-84.
- Bohnsack J.A., 1979. The ecology of reef fishes on isolated coral heads: an experimental approach with emphasis on island biogeographic theory. PhD thesis. University of Miami.
- Bohnsack J.A., 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bull. Mar. Sci.*, 44: 631-645.
- Bohnsack J.A., 1990. The potential of marine reserves for reef management in the U.S. southern Atlantic. Miami. NOAA Tech. Memo NMFS-SEFC-261, 40 pp.
- Bohnsack J.A., 1996. Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In, Polunin, N.V.C., and Roberts, C.M. (Eds), Reef fisheries. Chapman Hall, London, pp. 283-313.
 -
- Bohnsack J.A., Johnson D.L. & R.F. Ambrose, 1991. Ecology of Artificial Reef Habitats and fishes. In Seaman, W. And L.M. Sprague (eds). Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries. Academic press inc., pp 61-107.
- Bohnsack J.A., Harper D.E., McClellan D.B. & M. Hulsbeck, 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southern Florida, U.S.A. *Bull. Mar. Sci.*, 55(2-3): 796-823.
- Bombace G., Fabi, G. & L. Fiorantini, 2000. Artificial reefs in the adriatic sea. In, Jensen, A.C., Collins K.J., Lockwood, A.P.M. (Ed.), Artificial Reefs in European Seas. Kluwer Academic Publisher. 31-63.
- Booth D.J., 1992. Larval settlement patterns and preferences by domino damelfish *Dascyllus albisella* Gill. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 155: 85-104.
- Booth D.J. & M.A. Hixon. 1999. Food ration and condition affect early survival of the coral reef damelfish, *Stegastes partitus*. *Oecologia*. 121(3): 364-368.
- Bortone S.A. & J.A. Bohnsack, 1991. Sampling and studying fish on artificial reefs. In: J. G. Halusky ed. Artificial Reef Research Diver's Handbook. Technical paper 63, Florida Sea Grant College, University of Floride, Gainesville.
- Bortone S.A. & J.J. Kimmel, 1991. Environmental assessment and monitoring of artificial reefs. In : W. Seaman, Jr., Sprague, L.M., (Eds.), Artificial habitats for Marine and Freshwater Fisheries. Academic Press, San Diego. 177-236.
- Bortone S.A. & K.J. Mille, 1999. Data needs for assessing marine reserves with an emphasis on estimating fish size *in situ*. *Naturalista Siciliana* (Vol. 23, suppl.) pp. 13-31.
- Bortone S.A., Hastings, R.W. & J.L. Oglesby, 1986. Quantification of reef fish assemblages: a comparison of several in situ methods. *North. Gulf Sci.*, 8 (1): 1-22.
- Bortone S.A., Kimmel, J.J. & C.M. Bundrick, 1989. A comparison of three methods for visually assessing reef fish communities: time and area compensated. *North. Gulf Sci.*, 10 (2): 85-96.
- Bortone S.A., Martin, T. & C.M. Bundrick, 1991. Visual census of reef fish assemblages: a comparison of slate, audio, and video recording devices. *North. Gulf Sci.* 12 (1): 17-23.

- Bortone S.A, Samoily, M.A. & P. Francour, 2000. Fish and macroinvertebrate evaluation. *In*: W. Seaman, Jr. (Ed), Artificial Reef Evaluation with application to Natural Marine Habitats. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C., pp.127-164.
- Bosc P., 1987. Etude de faisabilité sur l'implantation de récifs artificiels sur la frange littorale nord-ouest de l'île de la Réunion. Rapport final, Conseil Régional. 132 p.
- Bouchon-Navaro Y., 1985. Ecologie des Chaetodontidae des récifs coralliens d'Aqaba (Mer Rouge) et de Moorea (Polynésie Française). *Thèse EPHE*, 214 p.
- Bouchon-Navaro Y., 1997. Les peuplements ichthyologiques récifaux des Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. *Thèse Doct.*, Univ. Antilles et Guyanne, 242 p. + annexes.
- Bouchon C. & Y. Bouchon-Navaro, 1981. Etude d'environnement de la Baie de la Possession. *Rapp. Centre Univ. Réunion, Labo. Biol. Mar.*, 30 p.
- Brock V.E., 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish population. *J. Wildl. Mgmt.*, 18, 297-308.
- Brock R.E., 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish population. *Bull. Mar. Sci.*, 32: 269-276.
- Brock R.E. & J.E. Norris, 1989. An analysis of the efficacy of four artificial reef designs in tropical waters. *Bull. Mar. Sci.*, 44(2): 934-941.
- Brock R.E. & A.K.H. Kam. 1994. Focusing the recruitment of juvenile fishes on coral reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 55 (2-3): 623-630.
- Bruggemann H., Bigot L., Chabanet P., Durville P., Guillaume M., Mulocheau M., Naim O. & E. Tessier, 2005. Marine reserve at Reunion island : Monitoring methods and power to detect temporal change in coral reef communities. WIOMSA 4th Int. Symposium (abstract and communication).
290. Buckley R.M. & G.J. Hueckel, 1985. Biological processes and ecological development on an artificial reef in Puget Sound, Washington. *Bull. Mar. Sci.*, 37(1): 50-69.
- Buckley M.R. & J.G. Hueckel, 1989. Analysis of visual transects for fish assessment on artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.* 44, 893-898.
- Buchmore J.J., Pollard D.A., Bell J.D., Middleton M.J., Pease B.C. & J. Matthews, 1985. An ecological comparison of artificial and natural rocky reef fish communities in Botany bay, New South Wales, Australia. *Bull. Mar. Sci.*, 37 (1): 70-85.
- Carr M.H. & M.A. Hixon, 1995. Predation affects on early post-settlement survivorship of coral reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 124: 31-42.
- Chabanet P., 1994. Etude des relations entre les peuplements benthiques et les peuplements ichthyologiques sur le complexe récifal de St-Gilles-La Saline à l'île de La Réunion. *Thèse Environ. marin, Univ. Aix-Marseille III*, 235 p. + annexes.
- Chabanet P. & Y. Letourneur, 1995. Spatial pattern of size distribution of four fish species on Reunion coral reef flats. *Hydrobiologia*, 300/301: 299-308.
- Chabanet P., Tessier E., Durville P., Mulochau T. & F. René 2002. Peuplement ichthyologique des bancs de Geysier et Zélée (Océan Indien occidental). *Cybium*, 26(1) : 11-26.

- Chabanet P., Moyne-Picard M. & K. Pothin, 2005. Cyclone as settlement vehicles for groupers. *Coral Reefs*, 24: 138.
- Chabanne, J., 1985. Le peuplement des fonds durs et sableux du plateau continental sénégalais. Thèse Univ. Bret. Occid.: 355 p.
- Chandler C.R., Sanders R.M.Jr. & A.M.Jr. Landry, 1985. Effect of three substrate variables on two artificial reef fish communities. *Bull. Mar. Sci.*, 37(1): 129-142.
- Charbonnel, E., Francour, P., Harmelin, J.G., & D. Ody, 1995. Les problèmes d'échantillonnage et de recensement du peuplement ichthyologique dans les récifs artificiels. *Biol. Mar. Med.*, 2 (1): 85-90.
- Charbonnel E., Ruitton S., Bachet F., Maisonneuve de L., Daniel B. & C. Geoffroy, 2001. Les peuplements de poissons des récifs artificiels du Parc Marin de la Côte Bleue. Suivi 2000 et évolution à moyen et long terme. *Contrat Parc Marin de la Côte Bleue & GIS Posidonie publ. Fr.* : 1-92.
- Charbonnel E., Serre C., Ruitton S., Harmelin J.-G. & A. Jensen, 2002. Effects of increased complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59: S208-S213.
- Clark C.W. & M. Mangel, 1979. Aggregation and fishery dynamics : A theoretical study of schooling and the purse seine tuna fisheries. *Fishery Bulletin*, 77: 317-337.
- Clarke K.R. & R.M. Warwick, 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council*, UK, 144 p.
- Clarke K.R. & R.M. Warwick, 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 216: 265-278.
- Claudet J. & D. Pelletier, 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquat. Living Resour.*, 17 : 129-138.
- Cocheret de la Morinière E., Pollux B.J.A., Nagelkerken I. & G. van der Velde, 2002. Post-settlement Life Cycle Migration Patterns and Habitat Preference of Coral Reef Fish that use Seagrass and Mangrove Habitats as Nurseries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 55 : 309-321.
- Conand F., 1991. Biology and phenology of *Amblygaster sirm* (*Clupeidae*) in New Caledonia, a sardine of the coral environment. *Bull. Mar. Sci.*, 48(1): 137-149.
- Conand F., Marsac F., Tessier E. & C. Conand, 2005. Ten Years of daily sea surface temperature at a coastal station in Reunion Island, Indian Ocean (July 1993 – April 2004): Patterns of variability and biological responses. WIOMSA.
- Connell S.D., 1997. The relationship between large predatory fish and recruitment and mortality of juvenile coral reef-fish on artificial reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 209: 261-278.
- Connell S.D. & G.P. Jones, 1991. The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 151: 271-294.
- Cowen R.K., 1985. Large scale pattern of recruitment by the labrid, *Semicossyphus pulcher*: causes and applications. *J. of Mar. Research*, 43: 719-742.
- Cuet P., 1989. Influence des résurgences d'eaux douces sur les caractéristiques physico-chimiques et métaboliques de l'écosystème récifal à La Réunion (O. Indien). *Thèse Univ. Aix-Marseille III*, 295 p.

- Cuet P. & O. Naim, 1989. Bilan des dégradations récifales. In : Les platiers récifaux de la Réunion (Faure G., Conan J.Y. et L. Montaggioni eds.). Univ. Réunion, Labo. Biol. Mar., A.U.R., 251-264.
- Cummings S.L., 1994. Colonization of a nearshore artificial reef at Boca Raton (Palm beach country), Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 55(2-3):1193-2015.
- Cuet P., Blanchot J., Garnier R., Turquet J., Touchard M., Esbelin C., Delmas C. & J.P. Quod, 2004. Phytoplankton in coastal water off Reunion island : biomass and trophic significance for the Saint-Gilles La Saline coral reef. *International Coral Reef Symposium*, Okinawa.
- Dajoz, R., Ed. (2000). Précis d'écologie, DUNOD.
- Dalzell P. & G. Penaflo, 1989. The fisheries biology of the bigeye scad *Selar crumenoptalmus* in the Philippines. *Asian Fisheries Science*, 3: 115-131.
- DeMartini E.E., Roberts D.A. & T.W. Anderson, 1989. Contrasting patterns of fish density and abundance at an artificial rock reef and a cobble-bottom kelp forest. *Bull. Mar. Sci.*, 44(2): 881-892.
- DeMartini E.E., Barnett A.M., Johnson T.D., & R.F. Ambrose, 1994. Growth and production estimates for biomass-dominant fishes on a southern California Artificial Reef. *Bull. Mar. Sci.*, 55: 484-500.
- Detolle J.P., 1997. Etude en vue d'optimiser la longévité des Dispositifs de Concentration de Poissons de l'île de la Réunion. Approche technico-économique. RI DRV 96.14-RH / La Réunion. 73 p.
 -
- Diner N. & P. Marchand, 1995. Acoustique et pêche maritime, Ifremer: 147 p.
- Doherty P.J. & P.F. Sale, 1985. Predation on juvenile coral reef fishes: an exclusion experiment. *Coral Reefs*, 4: 225-234.
 -
 - Doherty P.J., 1991. Spatial and temporal patterns in recruitment. *In the ecology of fishes on coral reefs*. Academic press. Inc. 261-293.
- Downing N., Tubb R.A., El-Zahr C.R. & R.E. McClure, 1985. Artificial reefs in Kuwait, Northern arabian gulf. *Bull. Mar. Sci.*, 37(1):157-178.
- Dufour V., 1992. Colonisation des récifs coralliens par les larves de poissons. Thèse Univ. P. et M. Curie, Perpignan. 188 p. + annexes.
- Durville P., 1995. Etude écologique sous-marine. Projet de réhabilitation de la route du littoral (île de la Réunion). *Rapport OCEA*, 83 p.
- Durville, P., 2002. Colonisation ichtyologique des platiers de La Réunion et biologie des post-larves de poissons coralliens. Laboratoire d'Ecologie Marine. St Denis, Université de La Réunion / Université de Perpignan: 170 p.
- Durville P., P. Bosc, R. Galzin, & C. Conand, 2002. Colonisation d'un récif frangeant de l'île de La Réunion par des larves de poissons coralliens. *Oceanologica acta*, 25: 23-30.
- Finlay, J. & J. Rennie, 1985. "Variability in abundance of small inshore pelagics on the Island of Grenada." *FAO Fisheries Report* (327): 183-193.
- Fisher R., 2005. Tools for modeling larval dispersal: predicting swimming ability in larval coral reef fishes at settlement and throughout development. 7th IndoPacific fish Conference.

- Floyd J.M. & D. Pauly, 1984. Smaller size tuna around the Philippines-can fish aggregating devices be blamed? *FAO INFOFISH Marketing Digest*, 5 : 25-27.
- Fontana A., 1969. "Etude de la maturité sexuelle des sardinelles *Sardinella eba* et *S. aurita* de la région de la Pointe Noire." *Cahiers ORSTOM, Série Océanographique* 7(2): 101-104.
- Franks, J. S., 2000. A review: pelagic fishes at petroleum platforms in the northern Gulf of Mexico; diversity, interrelationships and perspectives. *Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons*. J. Y. Le Gall, P. Cayré and M. Taquet, 28: 502-515.
- Francour, P. & L. Le Direac'h, 1994. Recrutement de l'ichtyofaune dans l'herbier superficiel à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale) : données préliminaires-Trav.sc.Parc nat. Corse, 46, 71-91.
- Francour P., Liret C. & E. Harvey, 1999. Comparison of fish abundance estimates made by remote underwater video and visual census. *Naturalista sicil.* XXIII(Suppl.), 155-168
- Frederick J.L., 1997. Post-settlement movement of coral reef fishes and bias in survival estimates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 150 : 65-74.
- Fréon P. & L. Dagorn, 2000. Déterminisme du comportement associatif des poissons pélagiques : les hypothèses à l'épreuve des faits. *Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons*. J. Y. Le Gall, P. Cayré and M. Taquet. 28: 483-491.
- Friedlander A.M. & J.D. Parrish, 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 224 : 1-30.
- Friedlander A.M., Parrish J.D. & R.C. DeFelice, 2002. Ecology of the introduced snapper *Lutjanus kasmira* (Forsskal) in the reef fish assemblage of a Hawaiian bay. *J. Fish Bio.*, 60: 28-48.
- Froese R. & D. Pauly, 2003. Fishbase. Available at www.fishbase.org.
- Frontier S. & D. Pichod-Viale, 1998. *Ecosystèmes Structure, Fonctionnement, Evolution*. Dunod Editeur.
- Gabrié C. & L. Montaggioni, 1985. Sediments from fringing reefs of Reunion Island, Indian Ocean. *Sedim. Geol.*, 31 : 281-301.
- Galzin R., 1985. *Ecologie des poissons récifaux de Polynésie Française*. Thèse es Sciences, *Univ. Montpellier*: 170 p.
- Gillanders B.M., Able K.W., Brown J.A., Eggleston D.B. & P.F. Sheridan, 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 247 : 281-295.
- Gledhill C.T., Lyczkowski-Shultz J., Rademacher K., Kargard E., Crist G., & M.A. Grace, 1996. Evaluation of video and acoustic index methods for assessing reef-fish populations. *ICES Journal of Marine Science*, 53(2): 483-485.
- Greene L.E. & W.E. Alevizon, 1989. Comparative accuracies of visual assessment methods for coral reef fishes. *Bull. of Mar. Sci.*, 44(2): 899-912.
- Gorham J.C. & W.S. Alevizon, 1989. Habitat complexity and the abundance of juvenile fishes residing on small scale artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 44(2): 662-665.

- Guidetti P., 2000. Difference among Fish Assemblages Associated with Nearshore *Posidonia oceanica* Seagrass Beds, Rocky-algal Reefs and Unvegetated Sand Habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 515-529.
- Guillard J. & A. Lebourges, 1998. Preliminary results of fish population distribution in a Senegalese coastal area with depths less than 15 m, using acoustic methods. *Aquat. Living Resour.*, 11: 13-20.
- Gutierrez L., 1998. Habitat selection by recruits establishes local patterns of adult distribution in two species of damselfishes: *Stegastes dorsopunicans* and *S. planifron*. *Oecologia*. 115(1/2): 268-277.
- Halpern B.S., 2004. Are mangroves a limiting resource for twocoral reef fishes ? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 272: 93-98.
- Hall S.J. & S.P. Greenstreet, 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 166: 227-229.
- Harmelin J. G. & D. Bellan-Santini, 1996. Assessment of biomass and production of artificial reef communities. *Proceedings of the first EARRN conference*. A.C.Jensen ed. 305-322.
- Harmelin-Vivien M.L., 1979. Ichtyfaune des récifs coralliens de Tuléar (Madagascar) : Ecologie et relations trophiques. *Thèse d'Etat, Univ. Aix-Marseille II* : 165 p.
- Harmelin-Vivien M.L., Harmelin, J.G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J. & G. Lasserre, 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons : méthodes et problèmes. *Revue Ecologique (Terre Vie)*, 40 : 467-539.
- Harmelin-Vivien M.L., J.G. Harmelin & V. Leboulleux. 1995. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia*. 300/301: 309-320.
- Hixon M.A. & M.H. Carr. 1997. Synergistic Predation, Density Dependence, and population regulation in marine fish. *Science*. 277: 946-948.
- Hixon M.A. & M.S. Webster, 2002. Density Dependence in Reef Fish Populations. In: Sales PF (ed) *Coral Reef Fishes*. Elsevier Science (USA), pp 303-325
- Hoareau T., 2005. Dynamique structurale des populations de « Bichiques » (*S. lagocephalus*), Gobiidés amphidromes des rivières de la Réunion. Thèse de Doctorat. Univ. La Réunion.
- Horne J. K., 2000. Acoustic approaches to remote species identification : a review. *Fish. Oceangr.* 9(4): 356-371.
- Jenkins G.P. & M.J. Weathley, 1998. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 221: 147-172.
- Jensen A.C., 1997. European Artificial Reef Research. Proc. First EARRN Conf., Ancona, Italy. Southampton oceanography Centre, Southampton, England, 449 p.
- Johannes R. E., 1981. Words of the lagoon. Fishing and marine lore in the Palau district of Micronesia, Univ. California Press.
- Johnson T.D., Barnett A.M., DeMartini E.E., Craft L.L., Ambrose R.F. & L.J. Purcell, 1994. Fish production and habitat utilization on a Southern California artificial reef. *Bull. Mar. Sci.*, 55(2-3) : 709-723.

- Jouvenel J.Y., 2000. Mise en valeur des zones sableuses par l'implantation de récifs artificiels. Rapp Aquafish Technology pour CRPMEM de La Réunion. Financé par l'UE et le CG Réunion. 34 p.
- Juncker M., Wantiez L., Lecchini D. & R. Galzin, 2005. Effets de l'habitat sur le comportement et la mortalité des juvéniles de *Chromis viridis* (Pomacentridae). *Cybium*, 29(1) : 3-12.
- Kopp J. & Delacroix P., 1982. Travaux sur les pêcheries de « capucins nains »- *Mulloidichthys flavolineatus*- dans les lagons de l'île de la Réunion. Rapport préliminaire. Comité local des Pêches Maritimes de la Réunion/ISTPM, 22 p.
- Lacour F.N., 2000. Mise au point d'un protocole de comptage des peuplements ichthyologiques sur un récif artificiel et suivi de sa recolonisation après capture des poissons. Rapp. DEA "biosciences de l'environnement, chimie et santé", option : milieu marin. *Univ. Méditerranée*, O.S.U. 37 p.
- Lacour F., Chabanet P., Tessier E., Soria M., & J.Y. Jouvenel, 2001. Elaboration of a protocol for counting fish on artificial reefs (Reunion Island, western Indian Ocean) 6th Indo-Pacific Fish Conference (abstract).
- Legendre P. & L. Legendre, 1998. Development in environmental modelling 20. *Numerical Ecology*. Second English Edition. Elsevier Scientific Publishing Company (Amsterdam), 853 p
- Leis J.M., 2005. The ontogeny of behaviour in marine fish larvae: development of behaviours relevant to dispersal. 7th IndoPacific fish Conference.
- Leis J.M. & B.M. Carson-Ewart. 2000. The larvae of Indo-Pacific coastal fishes: an identification guide to marine fish larvae. Leis J.M. & Carson-Ewart B.M. (Eds.). Fauna Malensiana handbooks. 850 pp.
- Letourneur Y., 1991. Modifications du peuplement de poissons du platier récifal de Saint-Pierre (île de la Réunion, Océan Indien) consécutives au passage du cyclone Firinga. *Cybium*, 15(2): 159-170.
- Letourneur Y., 1992. Dynamique des peuplements ichthyologiques des platiers récifaux de l'île de La Réunion. Thèse Océanogr. biol., Univ. Aix-Marseille II, 244 p. + annexes.
- Letourneur Y., 1998. First length-weight relationships of some marine fish species of Reunion Island, SW Indian Ocean. *NAGA, ICLARM Q.* 21(4) : 37-37.
- Letourneur Y. & P. Chabanet, 1994. Variations spatio-temporelles de l'ichtyofaune des platiers récifaux de la Réunion. *Cybium*, 18(1) : 25-38.
- Letourneur Y., Chabanet P., Vigliola L. & M. Harmelin-Vivien, 1998. Mass settlement and post-settlement mortality of *Epinephelus merra* (Pisces : Serranidae) on Réunion coral reefs. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 78: 307-319.
- Lieske E. & R.F. Myers, 1995. Poissons des récifs coralliens. Delachaux et Niestlé (Ed.), 400 p.
- Letourneur Y., Chabanet P., Durville P., Taquet M., Tessier E., Parmentier M., Quéro J.C. & K. Pothin, 2004. An updated checklist of the marine fish fauna of reunion island, south-western indian ocean. *Cybium*, 28(3): 199-216.
- Light P.R. & G.P. Jones, 1997. Habitat preference in newly settled coral trout (*Plectropomus leopardus*, Serranidae). *Coral Reefs*, 16: 117-126.
- Lobry J., Gascuel D. & F. Domain, 2003. La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen : utilisation d'indices classiques pour un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème. *Aquat. Living Resour.*, 16: 59-68.

- Longhurst A.R. & Pauly Y.D., 1987. Ecology of tropical ocean. San Diego: Academic press.
- Luckhurst B.E. & K. Luckhurst, 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.*, 49: 317-23.
- Mc Farland W.N. & J.C. Ogden, 1985. Recruitment of young coral reef fishes from the plankton. In : The ecology of coral reefs. Reaka M.L. (Ed.), *NOAA Symp. Ser. for Undersea Res.*, 3(1): 37-51.
- MacLennan D. N. & E. J. Simmonds, 1991. Fisheries Acoustics. Chapman & Hall, London: 336.
- Marsac F., Fonteneau A. & F. Ménard, 2000. Drifting FADs used in tuna fisheries: an ecological trap ? Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons. J. Y. Le Gall, P. Cayré and M. Taquet. 28: 537-552.
- Matthews K.R., 1985. Species similarity and movement of fishes on natural and artificial reefs in Monterey bay, California. *Bull. Mar. Sci.*, 37 (1): 252-270.
- Mespoulhé R. & Troadec R., 1994. Suivi expérimental sur le nettoyage et la sauvegarde des plages balnéaires de la Réunion. *Rapport Univ. Réunion, Département des Sciences de la Terre*. Convention Région-Département-Université DAPE 2/920294, 80 pp + annexes.
- Michalopoulos C., Auster P.J. & R.J. Malatesta, 1992. A comparison of transect and species time counts for assessing faunal abundance from video surveys. *MTS Journal*, 26 (4): 27-31.
- Miller M.W., 2002. Using ecological processes to advance artificial reef goals. *ICES J. of Mar. Sci.*, 59: S27-S31.
- Montaggioni L. & G. Faure, 1980. Les récifs coralliens des Mascareignes (Océan Indien). Coll. Trav. Univ. Fr. O. Indien, 151 pp.
- Morales-Nin B. & S. Ralston, 1990. Age and growth of *Lutjanus kasmira* (Forskål) in Hawaiian waters. *J. Fish Biol.*, 36: 191-203.
- Naim O., 1993. Seasonal responses of a fringing reef community to eutrophication (Reunion island, Western Indian Ocean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 99: 307-315.
- Nakamura, M., 1985. Evaluation of artificial reef concepts in Japan. *Bull. Mar. Sci.*, 37: 271-278.
- Nakamura Y., Horinouchi M., Nakai T. & M. Sano, 2003. Food habits of fishes in a seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, southern Japan. *Ichthyol. Res.*, 50: 15-22.
- Nanami, A. & M. Nishihira. 2003. Population dynamics and spatial distribution of coral reef fishes : comparison between continuous and isolated habitats. *Environmental Biology of Fishes*, 68: 101-112.
- Ody D. & J.G. Harmelin, 1994. Influence de l'architecture et de la localisation des récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybium*, 18(1) : 14 pp.
- Ogden J.C. & J.P. Ebersole, 1981. Scale and community structure of coral reef fishes: a long term study of a large artificial reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 4: 97-104.
- Osenberg W.C., St Mary C.M., Wilson J.A. & W.J. Lindberg, 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES J. of Mar. Sci.*, 59: S214-S221

- Pickering H. & D. Whitmarsh, 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. *Fish. Res.*, 31: 39-59.
- Piton B. & M. Taquet, 1992. Océanographie physique des parages de l'île de la Réunion (Océan Indien). Doc. Scient. ORSTOM.
 - Planes S. & G. Lecaillon, 2001. Caging experiment to examine mortality during metamorphosis of coral reef fish larvae. *Coral Reef.*, 20: 211-218.
- Polovina J.J., 1991. Fisheries applications and Biological Impacts of Artificial Habitats. *In Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*, Ed. W. Seaman Jr. & L. Sprague, Academic Press Inc., Chap. 5: 153-176.
- Pothin K., 2005. Analyse de la dispersion larvaire des poissons récifaux à La Réunion à travers l'étude de leurs otolithes. *Thèse Univ. La Réunion*, 233 p.
- Pothin K., Lecomte-Finiger R., Chabanet P. & E. Tessier, 2005a. Validation of daily increment, larval growth and larval history traits of the tropical snapper *Lutjanus kasmira* in Reunion Island, SW Indian Ocean. 7th IndoPacific fish Conference.
- Pothin K., Tessier E., Chabanet P. & Lecomte-Finiger R., 2005b. Passé larvaire de *Gnathodentex aureolineatus* (Poissons : Lethrinidae) par analyse de la microstructure des otolithes (SO Océan Indien). *Cybium* (sous presse).
- Potts G. W., Wood J. W. & J.M. Edwards, 1987. Scuba diver-operated low-light-level video system for use in underwater research and survey. *J. Mar. Bull. Ass. U.K.*, 67, 299-306.
- Randall J.E. & D. W. Greenfield, 1996. Revision of the Indo-Pacific holocentrid fishes of the genus *Myripristis*, with descriptions of three new species. *Indo-Pacific Fishes*, 25:61 p.
- Relini M., Torchia G. & G. Relini, 1994. Seasonal variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.*, 55(2): 401-417.
- Rey-Vallette H., Cillauren E. & G. David, 2000. Evaluation pluridisciplinaire de la durabilité des pêcheries artisanales autour des dispositifs de concentration de poissons. *Aquat. Living Resour.*, 13: 241-252.
- Rilov G. & Y. Benayahu, 2000. Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Marine biology*. Volume 136 (5): 931-942.
- Robinson C.J., Gutiérrez J.G., Félix-Uraga R. & V. Arenas-Fuentes, 2000. Seasonal hydro-acoustical observations of small pelagic fish behaviour in Bahía Magdalena, Mexico. *Aquat. Living Resour.*, 13(1): 11-18.
- Rogers S.I., Clarke K.R. & J.D. Reynolds, 1999. The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the North-east Atlantic. *J. Anim. Ecol.*, 68: 769-782.
- - Rooker J.R., Dokken Q.R., Pattengill C.V. & J.G. Holt, 1997. Fish assemblages on artificial and natural reefs in the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, USA. *Coral reefs*: 83-92.
 -
- Roos D., Roux O. & F. Conand, 1997. Elements on the biology of the bigeye scad, *Selar crumenophthalmus* (carangidae) at Reunion Island, south-west Indian ocean. Rapport interne Ifremer.
- Roos D., Tessier E., Berthier P. & L. Berthier, 2000. Les métiers de la pêche à La Réunion : description et évolution des techniques de pêche sur les DCP. Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons. J. Y. Le Gall, P. Cayré and M. Taquet. 28: 333-345.

- Roos D., Tessier E. & D. Guyomard, 1998. Evolution de l'activité halieutique à La Réunion de 1990-1996. Rapport Scientifique et Technique Ifremer, DRV/RH/RST/98-14: 67 p.
- - Ruitton S., Francour P. & C.F. Boudouresque, 2000. Relationships between Algae, Benthic Herbivorous Invertebrates and Fishes in Rocky Sublittoral Communities of a Temperate Sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 217-230.
 -
 - Russ G.R., 2002. Yet Another Review of Marine Reserves as Reef Fishery Management Tools. *In: Sales PF (ed) Coral Reef Fishes*. Elsevier Science (USA), pp 421-443.
 -
 - Russ G.R., Stockwell B. & A.C. Alcala, 2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 292: 1-12.
- Sale P.F., 1991a. The ecology of fishes on coral reefs. Academic press. Inc.
- Sale P.F., 1991b. Habitat structure and recruitment in coral reef fishes. pp. 197-210. *In: S.S. Bell, E.D. MCCoy & H.R. Mushinsky (eds) Habitat structure, the physical arrangement of objects in space, Volume 10*. Bell S.S., MCCoy E.D. and Mushinsky H.R., (Eds). Chapman & Hall, London.
- Sale P.F., & W.A. Douglas, 1981. Precision and accuracy of visual census techniques for fish assemblages on coral patch reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 6:333-339.
- Sale P.F., Douglas W.A. & P.J. Doherty, 1984a. Choice of microhabitats by Coral Reef Fishes at settlement. *Coral Reefs*. 3:91-99.
- Sale P.F., Doherty P.J., Eckert G.J., Douglas W.A. & D.J. Ferrell, 1984b. Large scale spatial and temporal variation in recruitment to fish populations on coral reefs. *Oecologia*, 64: 191-198.
- Samoilys, M., 1997. Underwater visual census surveys. *In: Samoilys, ed. Manual for Assessing Fish Stocks on Pacific Coral Reefs*. Department of Primary Industries, Townsville, Australia.
- Santos M.N., Monteiro C.C. & G. Lasserre, 1996. Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: a review. *In: Jensen A.C. (ed). European Artificial Reef Research*. Proceedings of the 1st EARRN Conference, Ancona, Italy, 97-114.
-
- Santos M.N., 1997. Ichthyofauna of the artificial reefs of the Algarve coast. Exploitation strategies and management of local fisheries, 268 pp.
- Schumacher B., 2005. Habitat use patterns of an introduced snapper and native coral reef fishes in Hawaii. *7th Indo-Pacific Fish Conference*, Taiwan (communication).
- Seaman W. & A.C. Jensen, 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. *In: Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*. W. Seaman Jr, ed. 1-19.
- Shenker, J. M., Maddox E.D., Wishinski E., Pearl S., Thorrold R. & N. Smith. 1993. On-shore transport of settlement-stage Nassau grouper *Epinephelus striatus* and other fishes in Exuma Sound, Bahamas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 98: 31-43.
- Sherman, R.L., Gilliam D.S. & R.E. Spieler, 2002. Artificial reef design/ void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S196-S200.
- Shulman M.J., 1984. Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef fish assemblage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 74: 85-109.

- Shulman, M.J., 1985. Recruitment of coral reef fishes: effects of distribution of predators and shelter. *Ecology*, 66(3): 1056-1066.
- Shulman M.J. & J.C. Ogden, 1987. What controls tropical reef fish populations: recruitment or benthic mortality? An example in the Caribbean reef fish *Haemulon flavolineatus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 39: 233-242
- Siebeck U.E. & N.J. Marshall, 2005. Ocular media of pre-settlement larvae. 7th IndoPacific fish Conference.
 -
 - Simpson S.D., Meekan M.G., McCauley R.D. & A. Jeffs, 2004. Attraction of settlement stage coral reef fishes to reef noise. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 276: 263-268.
 -
 - Sluka R.D., Chiappone M. & K.M. Sullivan Sealey, 2000. Influence of habitat on grouper abundance in the Florida Keys, U.S.A. *Journal of Fish Biology*, 58: 682-700.
 -
- Sobel J. & C. Dahlgren, 2004. Marine reserves. A guide to Science, Design, and Use. Washington, DC: Island Press, 336 pp.
- Soria, M., 1994. Structure et stabilité des bancs et agrégations de poissons pélagiques côtiers tropicaux : application halieutique. Thèse de Doctorat. UFR: Sciences de la vie et de l'environnement, Université de Rennes: 285 p.
- Stanley D.R. & C.A. Wilson, 1996. Abundance of fishes associated with a petroleum platform as measured with dual-beam hydroacoustics. *ICES Journal of Marine Science*. 53: 473-475.
- - Steele M.A., 1998. Effects of shelter and predators on reef fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 223-2: 145-166.
 -
 - Stobutzki I.C. & D.R. Bellwood. 1998. Nocturnal orientation to reefs by late pelagic stage coral reef fishes. *Coral reefs*, 17: 103-110.
 -
- Talbot F.H., Russell B.C. & G.R.V. Anderson, 1978. Coral reef fish communities: unstable, high diversity systems? *Ecol. Monogr.*, 48, 425-440.
- Taquet M., 2004. Le comportement agrégatif de la dorade coryphène (*Coryphaena hippurus*) autour des objets flottants. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris 6, Océanologie biologique, Editions Ifremer : 168 p.
 -
- Tessier E. & P. Chabanet., 2004. The usefulness of video to census massive fish recruitment. 10th ICRS, Okinawa, sous presse.
- Tessier E. & F. Poisson, 2000. pêche artisanale sur DCP et pêche palangrière à la Réunion : Antagonisme ou complémentarité ? In : Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons. Le Gall J. Y., Cayré P., Taquet M. (eds). Ed. Ifremer, Actes Colloq., 28, 605-620.
- Tessier E., Chabanet P., Pothin K., Soria M. & G. Lasserre, 2005a. Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording devices. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* (315)1: 17-30.
- Tessier E., Devakarne J., Chabanet P., Soria M. & G. Potin, 2005. Behaviour and spatial dynamic of *Lutjanus kasmira* around a coastal FAD. 7th Indo-Pacific Fish Conference, Taiwan (communication).

- Tipping M. J., 1994. Measuring fish by video image processing. *Progressive Fish-culturist*, 56, 299-300.
- Tresher R.E. & J.S. Gunn, 1986. Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef associated piscivores (Carangidae). *Env. Biol. Fishes*, 17: 93-116.
-
- Troade R., 1991. Courantologie et Sédimentologie des baies de Saint-Paul et de la Possession à l'île de la Réunion. *Thèse Univ. Réunion*. 217 p. + annexes.
- Turquet J., Tessier E., Bosc P. & J.P. Quod, 1998. Les récifs artificiels et le recrutement larvaire. Rapport CRPMEM/ARVAM/ARDA. 51 p.
- Victor B.C., 1986. Larval settlement and juvenile mortality in a recruitment-limited coral reef fish population. *Ecological Monographs*, 56:, 145-160.
- Vigliola L., 1998. Contrôle et régulation du recrutement des Sparidae (Poissons, Téléostéens) en Méditerranée : importance des processus pré- et post-installation benthique. Thèse de Doctorat. Univ. Aix-Marseille II. 267 p.
- Vogt H., Montebon A. R. F. & M.L.R. Alcala, 1997. Underwater video sampling : an effective method for coral reef surveys? *Proc 8th Intern. Coral Reef Congr.*, Panama, 2 : 1447-1452.
- Vol Soldad A., Svellingen I., Jøgsen & S. Løkkeborg, 2002. Rigs-to-reefs in the North Sea : hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a "semi-cold" platform. *ICES J. of Mar. Sci.*, 59: S281-S287.
- Walker B., Henderson B. & R.E. Spieler, 2002. Fish assemblages associated with artificial reefs of concrete aggregates or quarry stone offshore Miami Beach, Florida, USA. *Aquat. Living Resour.*, 15: 95-105.
- Wantiez L. & P. Thollot, 2000. Colonization of the F/V Calédonie Toho 2 wreck by a reef-fish assemblage near Nouméa (New Caledonia). *Atoll Research Bulletin*, 485: 19 p.
- Warwick R.M. & K.R. Clarke, 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 129: 301-305.
- West J.E., Buckley R.M. & D.C. Doty, 1994. Ecology and habitat use of juvenile rockfishes (*Sebastes* spp.) associated with artificial reefs in Puget sound, Washington. *Bull. Mar. Sci.*, 55 (2-3): 344-350.
- Whitmarsh D., 1996. Cost-Benefit Analysis of Artificial Reefs. In: Jensen A.C. (ed). *European Artificial Reef Research*. Proceedings of the 1st EARRN Conference, Ancona, Italy, 175-193.
- Williams V. R. & T. A. Clarke, 1983. Reproduction, growth, and other aspect of the biology of the gold spot herring, *Herklotsichthys quadrimaculatus* (*clupeidae*), a recent introduction to Hawaii. *Fishery Bulletin*, 81(3): 587-597.
- Willis T.J., 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *J. Fish Biol.*, 59: 1408-1411.
- Wilson J. & C.W. Osenberg, 2002. Experimental and observational patterns of density-dependent settlement and survival in the marine fish *Gobiosoma*. *Oecologia*, 130: 205-215.
- Wright K., 2005. What can settlement stage larvae of coral reef fishes hear and smell: can they use sensory cues to locate a coral reef? 7th IndoPacific fish Conference.



•

•

ANNEXES

•

•

•

291. Annexe 1

Occurrence des espèces calculée avec les deux méthodes (plaquette et vidéo). Les espèces sont classées en fonction de leur type écologique (A : espèces en contact direct avec le récif, B : espèces trouvées à proximité du récif, C : espèces de pleine eau).

Indice de similarité	Espèces	Type écologique	Attractivité /fond	Contraste						
					plaquette			vidéo		
					abondance moyenne	Ecart type	Fréquence	abondance moyenne	Ecart type	Fréquence
0,95	<i>Priacanthus hamrur</i>	b	Nu	H	511,00	1238,05	0,88	1060,93	3697,69	0,78
0,88	<i>Caranx sp.</i>	c	Po	L	27,65	97,14	0,78	19,28	75,37	0,53
0,86	<i>Sargocentron diadema</i>	a	Ne	L	2,13	9,38	0,23	0,10	0,50	0,05
0,86	<i>Upeneus vittatus</i>	b	Ne	L	86,08	157,98	0,58	47,83	115,43	0,35
0,85	<i>Dascyllus trimaculatus</i>	b	Nu	H	1,98	2,43	0,68	1,60	1,45	0,68
0,85	<i>Carangoides</i>	c	Ne	L	5,40	31,59	0,18	0,35	1,48	0,08
0,82	<i>Plotosus lineatus</i>	a	Nu	H	58,23	77,86	0,68	46,80	68,21	0,58
0,82	<i>Chaetodon klenii</i>	b	Nu	H	19,48	17,16	0,95	8,35	6,28	0,95
0,82	<i>Lutjanus notatus</i>	b	Po	H	12,85	43,59	0,33	5,13	20,16	0,15
0,81	<i>Apogon apogomides</i>	a	Nu	L	13,68	24,87	0,50	7,53	14,02	0,45
0,80	<i>Fistularia sp.</i>	b	Ne	L	2,15	5,66	0,40	0,10	0,44	0,05
0,80	<i>Pterocaesio tile</i>	a	Nu	H	13,13	56,22	0,15	10,13	44,12	0,10
0,80	<i>Pseudobalistes fuscus</i>	b	Ne	H	0,33	0,86	0,23	0,10	0,30	0,10
0,80	<i>Pseudanthias cooperi</i>	b	Nu	H	21,45	43,34	0,45	14,08	44,16	0,38
0,79	<i>Pseudocaranx dentex</i>	c	Po	H	18,43	64,61	0,40	14,25	54,04	0,38
0,79	<i>Lutjanus bengalensis</i>	b	Po	H	98,88	144,53	0,80	101,98	154,65	0,70
0,79	<i>Chaetodon blakburni</i>	b	Nu	L	3,30	2,22	1,00	0,98	1,17	0,55
0,79	<i>Mulloides vanicolensis</i>	b	Nu	H	81,88	96,03	0,83	56,95	72,24	0,70
0,78	<i>Heniochus diphreutes</i>	b	Po	H	114,78	122,32	0,95	113,23	153,27	0,95
0,77	<i>Chaetodon dolosus</i>	b	Nu	L	1,83	4,09	0,35	0,40	0,98	0,18
0,76	<i>Selar crumenophthalmus</i>	c	Ne	L	509,38	999,65	0,53	200,60	514,30	0,38
0,74	<i>Pterois miles</i>	a	Nu	H	2,33	2,04	0,80	1,50	1,72	0,60
0,73	<i>Lutjanus gibbus</i>	b	Po	L	0,30	0,61	0,23	0,25	1,13	0,10
0,73	<i>Upeneus tragula</i>	b	Nu	H	11,85	25,05	0,30	9,25	20,38	0,38
0,72	<i>Parupeneus rubescens</i>	b	Nu	L	5,95	16,49	0,20	3,03	9,35	0,20
0,72	<i>Canthigaster smithae</i>	a	Ne	L	0,45	1,41	0,18	0,05	0,22	0,05
0,71	<i>Lutjanus kasmira</i>	b	Po	H	131,53	101,70	1,00	106,40	96,34	0,88
0,70	<i>Aulostomus chinensis</i>	b	Nu	L	5,93	4,23	1,00	1,55	1,89	0,63
0,69	<i>Apogon cooki</i>	a	Nu	L	3,55	8,54	0,25	1,28	4,92	0,28
0,68	<i>Naso unicornis</i>	b	Ne	L	5,78	7,14	0,55	1,05	3,61	0,28
0,68	<i>Epinephelus longispinis</i>	a	Nu	L	1,50	1,20	0,78	0,78	0,97	0,55
0,68	<i>Myripristis sp.</i>	a	Ne	L	14,20	21,68	0,48	6,30	11,84	0,35
0,68	<i>Parupeneus macronema</i>	b	Nu	L	8,93	14,15	0,48	2,93	6,26	0,33
0,66	<i>Mulloides flavolineatus</i>	b	Ne	L	22,05	20,72	0,80	0,30	1,14	0,08
0,66	<i>Canthigaster sp.</i>	a	Ne	L	0,28	0,88	0,15	0,03	0,16	0,03
0,65	<i>Caranx melampygus</i>	c	Po	L	2,70	16,75	0,05	1,80	8,77	0,08
0,65	<i>Acanthurus mata</i>	b	Po	H	7,70	6,60	0,85	3,55	4,72	0,60
0,65	<i>Epinephelus chlorostigma</i>	a	Nu	H	0,18	0,55	0,13	0,33	1,05	0,13
0,65	<i>Gnathodentex aurolineatus</i>	b	Po	H	8,13	26,41	0,30	5,93	21,59	0,30
0,65	<i>Epinephelus multinotatus</i>	a	Ne	H	0,60	0,84	0,40	0,33	0,73	0,23
0,63	<i>Pomacentrus caeruleus</i>	b	Nu	L	0,15	0,36	0,15	0,23	0,48	0,20
0,63	<i>Diodon histrix</i>	b	Ne	H	0,20	0,46	0,18	0,10	0,30	0,10
0,62	<i>Cyprinocirrhites polyactis</i>	b	Nu	L	1,18	2,31	0,25	0,30	0,79	0,15
0,62	<i>Cantherines pardali</i>	b	Ne	H	0,45	1,32	0,15	0,05	0,22	0,05

0,62	<i>Odonus niger</i>	b	Nu	H	0,40	1,17	0,18	0,00	0,00	0,00
0,61	<i>Balistoides conspicillum</i>	b	Ne	H	0,20	0,97	0,08	0,03	0,16	0,03
0,58	<i>Coris caudimaculata</i>	b	Po	L	0,28	0,68	0,18	0,08	0,27	0,08
0,58	<i>Epinephelus fasciatus</i>	a	Ne	H	1,45	1,75	0,58	0,70	1,16	0,38
0,56	<i>Aprion virescens</i>	b	Po	L	0,55	1,91	0,13	0,00	0,00	0,00
0,54	<i>Acanthurus nigrofuscus</i>	b	Po	H	0,48	2,05	0,08	0,08	0,47	0,03
0,54	<i>Parupeneus pleurostigma</i>	b	Nu	L	5,93	9,63	0,38	2,05	6,21	0,23
0,54	<i>Ctenochaetus sp.</i>	b	Ne	H	0,38	0,63	0,30	0,20	0,46	0,18
	<i>Chaetodon</i>									
0,53	<i>madagascariensis</i>	b	Nu	L	0,18	0,81	0,08	0,00	0,00	0,00
0,53	<i>Dactyloptena orientalis</i>	a	Nu	L	0,33	0,76	0,18	0,25	0,59	0,18
0,50	<i>Zebrazoma gemmatum</i>	b	Nu	H	0,28	0,68	0,15	0,13	0,40	0,10
0,50	<i>Arothron stellatus</i>	b	Nu	H	0,05	0,22	0,05	0,03	0,16	0,03
0,50	<i>Abalistes hiellatus</i>	b	Ne	L	0,13	0,65	0,05	0,05	0,22	0,05
0,50	<i>Echeneis naucrates</i>	b	Po	H	0,03	0,16	0,03	0,05	0,22	0,05
0,49	<i>Cantherines frontocintus</i>	b	Ne	H	1,53	2,36	0,45	0,15	0,48	0,10
0,43	<i>Naso hexacanthus</i>	b	Po	H	0,28	1,22	0,05	0,28	1,20	0,08
	<i>Pseudanthias</i>									
0,38	<i>squamipinis</i>	b	Nu	L	0,13	0,65	0,05	0,00	0,00	0,00
0,37	<i>Naso brevirostris</i>	b	Ne	L	7,95	16,31	0,23	0,00	0,00	0,00
0,33	<i>Variola louti</i>	a	Po	H	0,08	0,27	0,08	0,03	0,16	0,03
0,33	<i>Arothron stellatus</i>	b	Ne	H	0,08	0,27	0,08	0,03	0,16	0,03
0,32	<i>Torpedo fuscomaculatus</i>	a	Nu	H	0,13	0,56	0,05	0,40	0,78	0,25
0,27	<i>Diodon liturosus</i>	b	Nu	H	0,18	0,38	0,18	0,18	0,38	0,18
0,25	<i>Labroides dimidiatus</i>	b	Po	L	0,03	0,16	0,03	0,10	0,30	0,10
0,25	<i>Synodus variegatus</i>	a	Nu	L	0,13	0,33	0,13	0,13	0,33	0,13
0,25	<i>Saurida gracilis</i>	a	Nu	L	0,00	0,00	0,00	0,08	0,35	0,05
0,11	<i>Canthigaster valentini</i>	a	Ne	L	0,23	0,83	0,08	0,03	0,16	0,03
0,00	<i>Gymnothorax sp.</i>	a	Nu	H	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Epinephelus rivulatus</i>	a	Nu	L	0,05	0,22	0,05	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Lut Janus bohar</i>	b	Po	L	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Gymnocranius sp.</i>	b	Ne	L	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Decapterus sp.</i>	c	Ne	L	0,00	0,00	0,00	0,25	1,58	0,03
0,00	<i>Xyrichtys sp.</i>	b	Ne	L	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Forcipiger sp.</i>	b	Nu	L	0,05	0,22	0,05	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Acanthurus thompsoni</i>	b	Po	H	0,03	0,16	0,03	0,05	0,22	0,05
0,00	<i>Zebrazoma scopas</i>	b	Nu	H	0,05	0,22	0,05	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Pervagor janthinosoma</i>	a	Ne	H	0,10	0,63	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Aluterus monoceros</i>	b	Po	H	0,05	0,22	0,05	0,05	0,22	0,05
0,00	<i>Ostracion cubitus</i>	a	Nu	H	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Lactoria cornuta</i>	b	Po	H	0,00	0,00	0,00	0,05	0,22	0,05
0,00	<i>Sphyaena barracuda</i>	b	Ne	L	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Sufflamen bursa</i>	b	Ne	L	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
0,00	<i>Siganus sp.</i>	b	Ne	L	0,03	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00

292. Annexe 2

293. Liste des espèces observées par site (Récifs artificiels, Récif Corallien) avec les densités moyennes (Nmoy) et leur occurrence (%)

Espèce	Récifs artificiels				Tonne		Récif corallien	
	RC Nmoy	%	RN Nmoy	%	T Nmoy	%	CH Nmoy	%
Abalistes stellatus	0,02	4,5%	0,00	0,0%	0,07	7,1%	0,00	0,0%
Acanthurus mata	0,00	0,0%	0,00	0,0%	13,93	100,0%	0,00	0,0%
Acanthurus nigrofuscus	0,84	27,3%	0,23	16,7%	1,00	14,3%	4,88	88,5%
Acanthurus xanopterus	2,53	81,8%	1,33	61,1%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Aluterus monoceros	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,14	7,1%	0,00	0,0%
Aluterus scriptus	0,11	18,2%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Aphareus furcatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	1,07	21,4%	0,08	7,7%
Apogon apogonides	3,09	40,9%	0,87	11,1%	8,93	35,7%	0,00	0,0%
Apogon cooki	3,71	68,2%	0,04	5,6%	0,00	0,0%	2,77	30,8%
Aprion virescens	0,63	13,6%	0,00	0,0%	0,21	7,1%	0,00	0,0%
Arothron hispidus	0,05	13,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Arothron immaculatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	3,93	50,0%	0,00	0,0%
Arothron nigropunctatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Arothron stellatus	0,11	27,3%	0,08	22,2%	2,50	64,3%	0,00	0,0%
Aulostomus chinensis	3,87	86,4%	0,91	66,7%	6,71	100,0%	1,85	65,4%
Balistapus undulatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,14	14,3%	0,04	3,8%
Balistoides conspicillum	0,03	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Balistoides viridescens	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,21	14,3%	0,00	0,0%
Bodianus axillaris	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,15	7,7%
Bodianus bilunulatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,23	11,5%
Bodianus diana	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,08	7,7%
Cantherhines dumerilli	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,27	15,4%
Cantherhines fronticinctus	0,92	54,5%	0,06	5,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Cantherhines pardalis	0,06	9,1%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Canthigaster smithae	0,19	9,1%	0,04	11,1%	1,00	42,9%	0,00	0,0%
Canthigaster valentini	0,13	9,1%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,12	3,8%
Centropyge bispinosus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,12	7,7%
Cephalopholis argus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Cephalopholis leopardus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Cephalopholis sonnerati	0,00	0,0%	0,04	11,1%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Cephalopholis spiloparaea	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	1,04	50,0%
Cephalopholis urodeta	0,05	13,6%	0,02	5,6%	0,14	14,3%	0,04	3,8%
Chaetodon blackburnii	1,03	81,8%	1,00	66,7%	0,21	21,4%	0,04	3,8%
Chaetodon dolosus	0,16	22,7%	0,04	11,1%	0,64	35,7%	0,00	0,0%
Chaetodon guttatissimus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,29	14,3%	1,58	76,9%
Chaetodon kleinii	5,54	95,5%	2,01	88,9%	3,00	100,0%	2,88	100,0%
Chaetodon lunula	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,38	19,2%
Chaetodon madagascariensis	0,02	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,27	19,2%
Chaetodon trifasciatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,54	34,6%
Chaetodon unimaculatus	0,13	13,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,19	11,5%
Chromis chrysurus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	16,23	50,0%
Chromis dimidiata	0,00	0,0%	0,02	5,6%	0,00	0,0%	59,31	100,0%
Chromis nigrura	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	24,08	61,5%
Chromis opercularis	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	1,81	19,2%
Cirrhitops fasciatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Coris caudimacula	0,00	0,0%	0,06	5,6%	0,00	0,0%	0,15	7,7%
Ctenochaetus striatus	0,30	31,8%	0,39	50,0%	0,50	28,6%	1,19	42,3%
Ctenochaetus strigosus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,27	15,4%

Cyprinocirrhites polyactis	0,13	22,7%	0,06	16,7%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Dascyllus trimaculatus	0,22	27,3%	0,10	27,8%	141,86	100,0%	1,88	61,5%
Diodon histrix	0,13	27,3%	0,10	27,8%	1,57	28,6%	0,00	0,0%
Diodon liturosus	0,13	36,4%	0,08	16,7%	0,07	7,1%	0,00	0,0%
Epibulus insidiator	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Epinephelus chlorostigma	0,13	27,3%	0,19	33,3%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Epinephelus fasciatus	17,11	77,3%	8,85	16,7%	4,93	92,9%	0,00	0,0%
Epinephelus flavocaeruleus	0,03	9,1%	0,02	5,6%	0,36	35,7%	0,00	0,0%
Epinephelus longispinis	0,09	18,2%	0,02	5,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Epinephelus macrospilos	0,02	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Epinephelus merra	0,08	4,5%	0,27	5,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Epinephelus multinotatus	0,08	22,7%	0,02	5,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Epinephelus rivulatus	0,02	4,5%	0,02	5,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Fistularia petimba	2,90	50,0%	1,56	33,3%	0,00	0,0%	0,19	7,7%
Forcipiger flavissimus	0,05	13,6%	0,04	11,1%	2,57	85,7%	1,46	76,9%
Gnathodentex aurolineatus	153,93	72,7%	14,81	27,8%	58,57	42,9%	6,96	46,2%
Grammistes sexlineatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Gymnocranius grandoculis	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,36	21,4%	0,00	0,0%
Gymnocranius griseus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,07	7,1%	0,00	0,0%
Halichoeres hortulanus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Halichoeres marginatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Heniochus diphreutes	14,17	100,0%	21,62	100,0%	32,71	85,7%	0,00	0,0%
Heniochus monoceros	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Heteropriacanthus cruentatus	0,00	0,0%	0,39	5,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Labroides bicolor	0,02	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,69	46,2%
Labroides dimidiata	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,29	21,4%	0,65	34,6%
Lethrinus sp.	0,03	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Lutjanus argentimaculatus	0,03	9,1%	0,04	11,1%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Lutjanus bengalensis	21,61	95,5%	11,98	94,4%	92,14	78,6%	0,00	0,0%
Lutjanus gibbus	0,03	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Lutjanus kasmira	72,25	100,0%	86,23	100,0%	248,00	92,9%	24,46	53,8%
Lutjanus notatus	37,91	100,0%	0,79	16,7%	1,07	7,1%	0,00	0,0%
Monotaxis grandoculis	0,05	13,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Mulloidichthys flavolineatus	18,62	77,3%	4,40	61,1%	2,86	21,4%	0,15	7,7%
Mulloidichthys vanicolensis	101,53	95,5%	19,70	88,9%	22,14	57,1%	1,00	19,2%
Myripristis sp.	0,98	22,7%	0,12	11,1%	0,00	0,0%	0,85	23,1%
Naso lituratus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Naso brevirostris	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Naso hexacanthus	2,48	31,8%	0,29	11,1%	1,50	21,4%	0,50	15,4%
Naso unicornis	0,32	18,2%	0,02	5,6%	0,07	7,1%	0,00	0,0%
Nemateleotris magnifica	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,73	30,8%
Odonus niger	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,79	35,7%	0,00	0,0%
Ostracion cubitus	0,05	13,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Oxycheilinus bimaculatus	0,09	18,2%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Paracirrhites arcatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,71	28,6%	0,23	15,4%
Paraluteres prionurus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,08	3,8%
Parupeneus cyclostomus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%
Parupeneus macronema	4,75	50,0%	1,60	38,9%	0,71	42,9%	1,77	61,5%
Parupeneus pleurostigma	2,54	36,4%	1,41	27,8%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Parupeneus rubescens	2,57	36,4%	1,33	27,8%	0,14	14,3%	0,00	0,0%
Parupeneus sp.	0,02	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Parupeneus trifasciatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,54	34,6%
Pervagor janthinosoma	0,00	0,0%	0,08	5,6%	0,00	0,0%	0,96	30,8%
Plectroglyphidodon lacrymatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	3,81	65,4%
Plotosus lineatus	14,47	31,8%	3,03	33,3%	1,71	14,3%	0,00	0,0%
Pomacanthus imperator	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,04	3,8%

Pomacentrus caeruleus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	2,19	69,2%
Pomacentrus sp.	0,03	4,5%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Priacanthus hamrur	356,93	100,0%	399,52	100,0%	129,36	64,3%	1,27	23,1%
Pseudanthias cooperi	2,37	36,4%	0,02	5,6%	2,36	28,6%	0,00	0,0%
Pseudanthias evansi	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	8,35	53,8%
Pseudobalistes fuscus	0,16	18,2%	0,02	5,6%	0,07	7,1%	0,00	0,0%
Pterois miles	0,73	95,5%	0,62	72,2%	3,29	100,0%	0,00	0,0%
Sargocentron diadema	0,51	13,6%	0,12	11,1%	0,07	7,1%	0,62	38,5%
Saurida gracilis	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,07	7,1%	0,00	0,0%
Scarus sp.	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	2,31	19,2%
Siganus sutor	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Stegastes pelicierii	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,65	15,4%
Sufflamen bursa	0,08	4,5%	0,00	0,0%	0,43	7,1%	1,12	73,1%
Sufflamen chrysopterus	0,08	13,6%	0,00	0,0%	0,71	50,0%	0,12	7,7%
Sufflamen fraenatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,64	28,6%	0,00	0,0%
Synodus variegatus	0,09	13,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Thalassoma genivittatus	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,27	11,5%
Thalassoma mascarenum	0,00	0,0%	0,00	0,0%	0,07	7,1%	0,42	23,1%
Torpedo fuscomaculatus	0,32	18,2%	0,21	22,2%	0,21	14,3%	0,04	3,8%
Upeneus tragula	4,10	45,5%	3,53	44,4%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Upeneus vittatus	20,41	40,9%	0,10	5,6%	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Variola louti	0,00	0,0%	0,12	33,3%	0,21	21,4%	0,04	3,8%
Zanclus cornutus	0,02	4,5%	0,08	16,7%	0,86	42,9%	1,38	80,8%
Zebrasoma gemmatum	0,17	13,6%	0,08	11,1%	0,29	28,6%	0,00	0,0%
Zebrasoma scopas	0,32	27,3%	0,15	33,3%	0,00	0,0%	2,50	96,2%
Abondance moyenne	879,34		590,82		798,50		189,35	
Nombre total d'espèces	73		58		56		74	

294. Annexe 3

Occurrence et abondance des espèces observées sur les trois types de récifs artificiels en baie de la Possession.

Famille	Espèces	Filets		Maisons		Galets	
		abondance	occurrence	abondance	occurrence	abondance	occurrence
Dasyatidae	<i>Taeniura meyeri</i>	0,013	2,6%	-	-	-	-
Torpedinidae	<i>Torpedo fuscomaculatus</i>	0,128	17,9%	1,391	30,2%	0,208	42,5%
Muraenidae	<i>Gymnothorax meleagris</i>	-	-	0,031	7,0%	-	-
Synodontidae	<i>Saurida gracilis</i>	-	-	-	-	0,004	2,5%
Holocentridae	<i>Myripristis sp.</i>	0,218	7,7%	34,30	97,7%	4,901	82,5%
Holocentridae	<i>Sargocentron diadema</i>	0,103	10,3%	4,353	90,7%	0,666	40,0%
Acanthuridae	<i>Acanthurus dussumieri</i>	-	-	0,047	9,3%	0,014	12,5%
Acanthuridae	<i>Acanthurus mata</i>	1,240	46,2%	8,043	76,7%	2,211	75,0%
Acanthuridae	<i>Acanthurus nigricauda</i>	-	-	-	-	0,019	2,5%
Acanthuridae	<i>Acanthurus nigrofuscus</i>	-	-	-	-	0,075	12,5%
Acanthuridae	<i>Acanthurus polyzona</i>	-	-	-	-	0,003	2,5%
Acanthuridae	<i>Acanthurus tennentii</i>	-	-	-	-	0,050	7,5%
Acanthuridae	<i>Acanthurus thompsoni</i>	-	-	-	-	0,006	5,0%
Acanthuridae	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	-	-	-	-	0,034	5,0%
Acanthuridae	<i>Ctenochaetus striatus</i>	-	-	0,023	2,3%	0,164	32,5%
Acanthuridae	<i>Naso brevirostris</i>	0,256	5,1%	-	-	-	-
Acanthuridae	<i>Naso hexacanthus</i>	4,513	59,0%	2,950	46,5%	0,678	50,0%
Acanthuridae	<i>Naso lituratus</i>	0,167	15,4%	-	-	0,006	5,0%
Acanthuridae	<i>Naso unicornis</i>	0,077	5,1%	0,547	7,0%	0,022	12,5%
Acanthuridae	<i>Zebrosoma gemmatum</i>	0,013	2,6%	0,023	2,3%	0,042	17,5%
Acanthuridae	<i>Zebrosoma scopas</i>	0,064	10,3%	0,178	16,3%	0,170	42,5%
Apogonidae	<i>Apogon apogonides</i>	0,192	2,6%	16,06	46,5%	5,334	52,5%
Apogonidae	<i>Apogon cooki</i>	-	-	0,047	4,7%	0,046	1-
Blennidae	<i>Aspidontus taeniatus</i>	-	-	-	-	0,024	7,5%
Blennidae	<i>Plagiotremus rhinorhynchus</i>	-	-	0,019	4,7%	0,013	5,0%
Blennidae	<i>Plagiotremus tapeinosoma</i>	-	-	0,054	4,7%	0,488	30,0%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon auriga</i>	-	-	-	-	0,016	12,5%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon blackburni</i>	0,135	23,1%	0,984	72,1%	0,483	72,5%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon dolosus</i>	0,218	15,4%	-	-	0,025	15,0%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon guttatissimus</i>	0,003	2,6%	0,419	27,9%	0,242	65,0%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon kleinii</i>	3,625	82,1%	2,372	79,1%	1,045	75,0%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon madagascariensis</i>	0,013	2,6%	0,012	2,3%	0,019	12,5%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon vagabundus</i>	-	-	0,050	11,6%	-	-
Chaetodontidae	<i>Forcipiger flavissimus</i>	0,003	2,6%	0,016	4,7%	0,029	15,0%
Chaetodontidae	<i>Hemitaenichthys zoster</i>	-	-	-	-	0,002	2,5%
Chaetodontidae	<i>Heniochus acuminatus</i>	-	-	0,194	2,3%	-	-
Chaetodontidae	<i>Heniochus diphreutes</i>	29,298	89,7%	17,07	81,4%	2,474	82,5%
Cirrhitidae	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	-	-	0,159	11,6%	0,052	10,0%
Cirrhitidae	<i>Cirrhitops fasciatus</i>	-	-	0,140	23,3%	0,057	17,5%
Cirrhitidae	<i>Cyprinocirrhites polyactis</i>	0,051	10,3%	0,031	7,0%	0,006	2,5%
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>	0,003	2,6%	-	-	-	-
Labridae	<i>Coris caudimacula</i>	-	-	-	-	0,032	20,0%
Labridae	<i>Labroides bicolor</i>	-	-	0,023	2,3%	0,010	5,0%
Labridae	<i>Labroides dimidiata</i>	-	-	0,143	20,9%	0,124	37,5%
Labridae	<i>Oxycheilinus bimaculatus</i>	0,026	2,6%	-	-	-	-
Labridae	<i>Thalassoma lunare</i>	-	-	0,035	2,3%	0,098	42,5%
Lethrinidae	<i>Gnathodentex aurolineatus</i>	0,500	12,8%	7,023	83,7%	5,215	92,5%
Lethrinidae	<i>Gymnocranius grandoculis</i>	0,218	10,3%	0,023	4,7%	0,010	7,5%

Lethrinidae	<i>Gymnocranius sp.</i>	0,846	15,4%	0,070	2,3%	0,013	2,5%
Lethrinidae	<i>Lethrinus sp.</i>	0,282	12,8%	-	-	-	-
Lethrinidae	<i>Monotaxis grandoculis</i>	-	-	0,054	4,7%	0,002	2,5%
Lutjanidae	<i>Aprion virescens</i>	0,526	10,3%	0,081	2,3%	0,157	17,5%
Lutjanidae	<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	-	-	0,081	18,6%	-	-
Lutjanidae	<i>Lutjanus bengalensis</i>	5,744	17,9%	0,628	16,3%	3,444	42,5%
Lutjanidae	<i>Lutjanus bohar</i>	-	-	0,031	7,0%	0,002	2,5%
Lutjanidae	<i>Lutjanus fulvus</i>	-	-	0,070	16,3%	0,008	7,5%
Lutjanidae	<i>Lutjanus kasmira</i>	212,56	94,9%	266,6	90,7%	84,63	95,0%
Lutjanidae	<i>Lutjanus notatus</i>	86,538	20,5%	69,10 9	44,2%	28,21 3	50,0%
Malacanthidae	<i>Malacanthus latovittatus</i>	-	-	0,012	2,3%	0,003	2,5%
Mullidae	<i>Mulloidichthys flavolineatus</i>	2,365	25,6%	12,30 6	58,1%	9,167	82,5%
Mullidae	<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	2,737	12,8%	28,58 5	74,4%	23,70 8	90,0%
Mullidae	<i>Parupeneus barberinus</i>	-	-	-	-	-	-
Mullidae	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	-	-	-	-	0,003	2,5%
Mullidae	<i>Parupeneus macronema</i>	0,763	17,9%	1,640	30,2%	0,484	25,0%
Mullidae	<i>Parupeneus pleurostigma</i>	0,465	12,8%	0,659	14,0%	0,500	10,0%
Mullidae	<i>Parupeneus sp.</i>	1,026	15,4%	-	-	0,131	7,5%
Mullidae	<i>Upeneus mascareinsis</i>	0,410	5,1%	-	-	-	-
Mullidae	<i>Upeneus vittatus</i>	12,821	2,6%	-	-	-	-
Pomacanthidae	<i>Centropyge acanthops</i>	-	-	-	-	0,009	2,5%
Pomacanthidae	<i>Centropyge multispinis</i>	-	-	0,066	14,0%	0,056	10,0%
Pomacentridae	<i>Chromis chrysur</i>	-	-	-	-	0,004	5,0%
Pomacentridae	<i>Chromis dimidiata</i>	-	-	-	-	0,007	7,5%
Pomacentridae	<i>Dascyllus trimaculatus</i>	0,551	53,8%	0,450	34,9%	0,098	30,0%
Pomacentridae	<i>Plectroglyphidodon lacrymatus</i>	-	-	-	-	0,002	2,5%
Pomacentridae	<i>Pomacentrus caeruleus</i>	-	-	0,023	4,7%	0,091	42,5%
Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	0,013	2,6%	-	-	-	-
Priacanthidae	<i>Priacanthus hamrur</i>	15,026	56,4%	69,56	93,0%	50,13	90,0%
Scaridae	<i>Scarus sp.</i>	-	-	-	-	0,002	2,5%
Sciaenidae	<i>Sciaenops ocellata</i>	-	-	0,012	2,3%	-	-
Serranidae	<i>Cephalopholis boenak</i>	0,013	2,6%	-	-	0,006	2,5%
Serranidae	<i>Cephalopholis sonnerati</i>	0,077	12,8%	0,008	2,3%	0,019	15,0%
Serranidae	<i>Cephalopholis spiloparaea</i>	-	-	0,008	2,3%	0,008	7,5%
Serranidae	<i>Cephalopholis urodeta</i>	0,051	10,3%	0,047	9,3%	0,026	20,0%
Serranidae	<i>Epinephelus chlorostigma</i>	0,115	12,8%	0,008	2,3%	0,031	17,5%
Serranidae	<i>Epinephelus fasciatus</i>	0,628	48,7%	0,473	51,2%	0,622	82,5%
Serranidae	<i>Epinephelus flavocaeruleus</i>	0,026	5,1%	0,074	16,3%	0,005	5,0%
Serranidae	<i>Epinephelus hexagonatus</i>	-	-	0,012	2,3%	0,016	5,0%
Serranidae	<i>Epinephelus longispinis</i>	0,026	5,1%	0,039	9,3%	0,030	20,0%
Serranidae	<i>Epinephelus macrospilos</i>	-	-	0,019	4,7%	-	-
Serranidae	<i>Epinephelus multinotatus</i>	0,064	10,3%	-	-	0,018	15,0%
Serranidae	<i>Pseudanthias cooperi</i>	2,526	17,9%	9,756	62,8%	4,522	47,5%
Serranidae	<i>Pseudanthias evansi</i>	-	-	-	-	0,003	2,5%
Serranidae	<i>Pseudanthias squammipinis</i>	-	-	0,012	2,3%	0,025	12,5%
Siganidae	<i>Siganus sutor</i>	0,013	2,6%	-	-	-	-
Sparidae	<i>Rhabdosargus sarba</i>	-	-	0,008	2,3%	-	-
Zanclidae	<i>Zanclus cornutus</i>	0,013	2,6%	0,066	14,0%	0,081	30,0%
Synanceiidae	<i>Synanceia verrucosa</i>	-	-	0,105	16,3%	0,002	2,5%
Scorpaenidae	<i>Dendrochirus zebra</i>	0,026	5,1%	-	-	-	-
Scorpaenidae	<i>Pterois antennata</i>	-	-	-	-	0,004	2,5%
Scorpaenidae	<i>Pterois miles</i>	0,683	53,8%	1,430	83,7%	0,251	50,0%
Scorpaenidae	<i>Scorpaenopsis oxycephala</i>	-	-	-	-	0,004	5,0%
Scorpaenidae	<i>Taenianotus triacanthus</i>	-	-	0,070	11,6%	-	-

Plotosidae	<i>Plotosus lineatus</i>	1,923	10,3%	20,18	48,8%	8,82	37,5%
Aulostomidae	<i>Aulostomus chinensis</i>	0,795	53,8%	0,934	51,2%	0,579	55,0%
Fistulariidae	<i>Fistularia commersonii</i>	0,298	17,9%	0,023	4,7%	-	-
Balistidae	<i>Abalistes stellatus</i>	0,026	5,1%	0,031	7,0%	-	-
Balistidae	<i>Balistapus undulatus</i>	-	-	-	-	0,006	5,0%
Balistidae	<i>Balistooides viridescens</i>	-	-	0,012	2,3%	0,014	12,5%
Balistidae	<i>Odonus niger</i>	0,397	30,8%	0,151	18,6%	0,206	42,5%
Balistidae	<i>Pseudobalistes fuscus</i>	0,256	30,8%	0,023	4,7%	0,022	17,5%
Balistidae	<i>Sufflamen bursa</i>	0,038	7,7%	0,050	11,6%	0,115	42,5%
Balistidae	<i>Sufflamen chrysopterus</i>	0,115	17,9%	0,171	25,6%	0,200	52,5%
Balistidae	<i>Sufflamen fraenatus</i>	0,064	10,3%	-	-	0,083	27,5%
Diodontidae	<i>Diodon histrix</i>	0,038	7,7%	0,372	44,2%	0,057	32,5%
Monacanthidae	<i>Aluterus scriptus</i>	-	-	0,155	18,6%	0,075	27,5%
Monacanthidae	<i>Cantherhines dumerilli</i>	-	-	0,019	4,7%	0,006	5,0%
Monacanthidae	<i>Cantherhines fronticinctus</i>	-	-	0,112	9,3%	0,016	2,5%
Monacanthidae	<i>Pervagor janthinosoma</i>	-	-	-	-	0,003	2,5%
Ostraciidae	<i>Ostracion cubicus</i>	0,013	2,6%	0,124	20,9%	0,024	15,0%
Ostraciidae	<i>Ostracion meleagris</i>	-	-	0,016	4,7%	0,013	10,0%
Ostraciidae	<i>Ostracion trachys</i>	-	-	-	-	0,002	2,5%
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>	0,051	7,7%	0,074	16,3%	0,005	5,0%
Tetraodontidae	<i>Arothron immaculatus</i>	0,013	2,6%	-	-	-	-
Tetraodontidae	<i>Arothron meleagris</i>	0,077	15,4%	0,213	32,6%	0,033	20,0%
Tetraodontidae	<i>Arothron nigropunctatus</i>	0,003	2,6%	0,333	34,9%	0,028	7,5%
Tetraodontidae	<i>Arothron stellatus</i>	-	-	0,012	2,3%	0,006	2,5%
Tetraodontidae	<i>Canthigaster amboinensis</i>	0,013	2,6%	0,008	2,3%	-	-
Tetraodontidae	<i>Canthigaster coronata</i>	0,013	2,6%	-	-	-	-
Tetraodontidae	<i>Canthigaster smithae</i>	0,051	5,1%	-	-	0,028	7,5%
Tetraodontidae	<i>Canthigaster valentini</i>	0,256	12,8%	0,012	2,3%	0,003	2,5%
Nombre moyen de poissons par comptage		392,4		582,0		242,0	
Nombre d'espèces total		72		87		106	

295. Annexe 4

Publications éditées ou soumises :

Tessier E., Chabanet P., Pothin K., Soria M. & G. Lasserre, 2005. Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording devices. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* (315)1: 17-30.

Tessier E. & P. Chabanet, 2004. The usefulness of video to census massive fish recruitment. 10th ICRS, Okinawa, sous presse.

- Tessier E. & P. Chabanet, soumis. Biotope influence on mass settlement and on post-settlement mortality of coral groupers *Epinephelus sp.* (*Environmental biology of fishes*)