

Activité et typologie des déplacements de poissons coralliens dans un habitat fragmenté : Application aux réserves marines de Nouvelle-Calédonie

Olivier Chateau

▶ **To cite this version:**

Olivier Chateau. Activité et typologie des déplacements de poissons coralliens dans un habitat fragmenté : Application aux réserves marines de Nouvelle-Calédonie. Biologie animale. Université de la Nouvelle-Calédonie, 2008. Français. NNT : 2008NCAL0020 . tel-03085807

HAL Id: tel-03085807
https://unc.hal.science/tel-03085807

Submitted on 22 Dec 2020

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 NOUVELLE-CALEDONIE

THESE DE DOCTORAT
Discipline : biologie et écologie marine

Présentée par
Olivier CHATEAU

Pour obtenir le grade de :
Docteur de l'Université de la Nouvelle-Calédonie

ACTIVITE ET TYPOLOGIE DES DEPLACEMENTS DE POISSONS CORALLIENS DANS UN HABITAT FRAGMENTE

APPLICATION AUX RESERVES MARINES DE NOUVELLE-CALEDONIE

Thèse dirigée par Laurent WANTIEZ

Soutenue le 27 novembre 2008 devant le jury composé de :

Mireille HARMELIN-VIVIEN	Directeur de recherche CNRS, Marseille	Rapporteur
Claude PAYRI	Professeur, UPF, Papeete	Examinateur
René GALZIN	Professeur, EPHE, Perpignan	Rapporteur
Dominique PONTON	Directeur de recherche IRD, Nouméa	Examinateur
Emmanuel COUTURES	Docteur, DENV Province Sud, Nouméa	Examinateur
Laurent WANTIEZ	Maître de Conférences HDR, UNC, Nouméa	Directeur de thèse

Thèse préparée au LABORATOIRE INSULAIRE DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT, Université de la Nouvelle-Calédonie

DOI:10.6098/2008NCAL0020

Correspondance :

Dr. Olivier CHATEAU
Laboratoire Insulaire du Vivant et de l'Environnement
Université de la Nouvelle-Calédonie
BP R4 - 98851 Nouméa - Nouvelle-Calédonie
E-mail : olivier-chateau@hotmail.fr

Ce mémoire doit être cité comme suit :

Chateau O (2008). Activité et typologie des déplacements de poissons coralliens dans un habitat fragmenté : application aux réserves marines de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat, Université de la Nouvelle-Calédonie, Nouméa, 191 p

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, c'est avec émotion que je tiens à remercier tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce projet.

Je tiens tout d'abord à adresser mes remerciements les plus sincères à Laurent Wantiez pour avoir dirigé cette thèse et m'avoir permis de la réaliser dans les meilleures conditions. Je tiens particulièrement à le remercier de la liberté d'action qu'il m'a donné à chaque étape de cette aventure. J'espère avoir été digne de la confiance qu'il m'avait accordée et que ce travail est finalement à la hauteur de ses espérances. Quoi qu'il en soit, j'ai beaucoup appris à ses côtés et je suis très honoré de l'avoir eu pour encadrant.

Mes remerciements s'adressent ensuite au Pr. Claude Chauvet qui m'a accueilli dans son laboratoire et qui a co-encadré cette thèse dans ses débuts. Je n'oublie pas qu'il est le premier à m'avoir donné une chance en Nouvelle-Calédonie et je lui en suis reconnaissant.

Merci à Richard Farman pour son soutien sans failles et son accueil à l'Aquarium des Lagons durant la mise en place de l'expérience.

Je tiens également à remercier les membres de mon comité de thèse pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail et pour les remarques constructives qu'ils ont fait sur mon projet de thèse. J'adresse mes remerciements aux membres du jury d'avoir accepté de juger ce travail.

Je tiens à remercier René Galzin qui m'a donné l'opportunité d'étudier le comportement d'*Himantura fai* avec Cécile Gaspar en Polynésie française.

Un merci tout particulier à Alain Gerbault et Franck Bouilleret pour l'aide inconditionnelle qu'ils m'ont apportée durant la phase de terrain, mais aussi pour leurs encouragements répétés au cours de la rédaction de ce manuscrit. La réussite de ce projet est également due aux différents étudiants (Maël Imirizaldu, Branco Ma-Kim, Roman Thibeaux, Priska Petit et Stéphane Lorto) qui ont travaillé sans compter lors de la mise en place de l'expérience. Je vous dois beaucoup et ce travail vous est entièrement dédié.

Je souhaite encore remercier Pascal Pagand, Pascal Blazer, François Devinck, Caroline Païdjo, Adrien Rivaton, Pablo Chavance, Michel Hequet, Xavier Neyrat, Thierry Hoibian, Laure Carassou, Philippe Klotz, Hubert Noilhan, Claude Kobi, Marc Soria, Gaël Pothin,

Soazig Le Mouellic, Alain Videault, Damien Buisson, Matthieu Juncker, les équipages de la Province Sud et le personnel de l'Aquarium de l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail et pour l'aide qu'ils m'ont donné à des moments clés de cette thèse.

J'aurais eu du mal à terminer ce travail sans le soutien engagé de Yannick Lerrant et du Président de l'Université de la Nouvelle-Calédonie, Jean-Marc Boyer. Merci de votre confiance et de m'avoir permis de faire mes premières expériences d'enseignant à l'Université.

Mes remerciements s'adressent enfin à ma maman, ma grand-mère et ma sœur qui m'ont toujours épaulé dans ce projet. Je sais que mon absence a été longue et j'espère pouvoir un jour rattraper le retard accumulé. Caroline, merci de m'avoir soutenu et encouragé pendant ces longs mois de rédaction. Je te dois beaucoup.

SOMMAIRE

INTRODUCTION **4**

PRESENTATION GENERALE DE L'ETUDE **8**

1 CADRE GEOGRAPHIQUE ET CONTEXTE LOCAL 8
1.1 La Nouvelle-Calédonie *8*
1.1.1 Situation géographique et géomorphologie 8
1.1.2 Caractéristiques climatiques 9
1.1.3 Aperçu institutionnel, démographique et économique 9
1.2 Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie *11*
1.2.1 Description du complexe récifo-lagonaire de la Nouvelle-Calédonie 11
1.2.2 Biodiversité des écosystèmes coralliens et état de santé des récifs en Nouvelle-Calédonie 13
1.2.3 Exploitation et pressions exercées sur le milieu récifo-lagonaire en Nouvelle-Calédonie 15
1.3 Les réserves marines en Nouvelle-Calédonie *16*
1.4 La zone d'étude *19*
2 ETAT DES CONNAISSANCES SUR LA ZONE D'ETUDE 20
2.1 Effets de la mise en réserve et évolution des populations de poissons de l'îlot Larégnère jusqu'en 2002 ..... *21*
2.2 Effets du cyclone Erica sur les peuplements de poissons coralliens et sur l'habitat de la zone d'étude *22*
2.3 Comparaison de la structure des communautés de poissons coralliens entre la réserve de l'îlot Larégnère et deux récifs non protégés adjacents *23*
2.4 Etat des peuplements dans la zone d'étude en 2006 ..... *25*
3 OBJECTIFS DE LA THESE 27

MATERIEL ET METHODES **30**

1 METHODES D'ETUDE DES MOUVEMENTS DE POISSONS EN MILIEU NATUREL 30
1.1 Généralités *30*
1.2 Matériel de suivi sélectionné dans le cadre de la thèse *33*
1.2.1 Marques acoustiques 34
1.2.2 Hydrophones 34
1.2.3 Test des modalités de réception du signal par les hydrophones 35
1.2.4 Téléchargement des données 38
2 CHOIX DES ESPECES CIBLES 39
3 CAPTURE, TRANSPORT ET CONDITIONNEMENT DES POISSONS 40
3.1 Capture, manipulation et transport des poissons *41*
3.2 Conditionnement des poissons *42*
4 IMPLANTATION DES MARQUES ACOUSTIQUES 44
4.1 Choix du mode d'implantation des marques acoustiques *44*
4.2 Anesthésie *46*
4.2.1 Introduction 46
4.2.2 Anesthésie des poissons 46
4.2.3 Choix du produit anesthésiant 47
4.2.4 Choix du dosage de l'anesthésiant 49
4.2.5 Protocole expérimental 50
4.3 Protocole d'implantation des marques *51*
4.4 Phase de réveil *52*
5 SUIVI POST-OPERATOIRE 53
6 REINTRODUCTION DES POISSONS EN MILIEU NATUREL 54
7 MARQUAGE DES POISSONS AVEC DES IMPLANTS D'ELASTOMERE 55

ETUDE PILOTE DE SUIVI ACOUSTIQUE DE POISSONS DANS LA ZONE DE MOUILLAGE DE L'ILOT LAREGNERE **56**

1 INTRODUCTION 56
2 ZONE D'ETUDE ET MISE EN PLACE DU RESEAU D'HYDROPHONES 56
3 ETUDE DU COMPORTEMENT DE 6 *LETHRINUS NEBULOSUS* (LETHRINIDAE) DANS LA ZONE DE MOUILLAGE DE L'ILOT LAREGNERE 57
3.1 Introduction *58*
3.2 Matériel et méthodes *58*
3.2.1 Espèce étudiée 58
3.2.2 Capture, marquage et remise des poissons en milieu naturel 59
3.2.3 Analyse des données 59

3.3 Résultats *60*
3.3.1 Variations mensuelles de la détection 61
3.3.2 Variations journalières de la détection 61
3.3.3 Variations horaires de la détection 63
3.4 Discussion *67*
3.4.1 Que représente la détection des poissons dans la zone d'étude? 67
3.4.2 Profils de fréquentation de la zone de mouillage de l'îlot Larégnère par les 6 *Lethrinus nebulosus* étudiés 67
3.4.3 Quels facteurs influencent la fréquentation de la zone de mouillage par les poissons? 69
3.4.4 Quelles sont les conséquences du nourrissage sur le comportement des poissons? 70
3.5 Conclusions *71*
4 ETUDE DE L'ACTIVITE D'UN NAPOLEON, *CHEILINUS UNDULATUS* (LABRIDAE) DANS LA ZONE DE MOUILLAGE DE L'ILOT LAREGNERE 72
4.1 Introduction *72*
4.2 Matériel et méthodes *73*
4.2.1 Capture, marquage et remise du poisson en milieu naturel 73
4.2.2 Analyse des données 73
4.3 Résultats *73*
4.4 Discussion *77*
4.5 Conclusions *78*
5 CONCLUSIONS GENERALES DE L'ETUDE PILOTE 79

ETUDE DE LA TYPOLOGIE DES DEPLACEMENTS DE QUATRE ESPECES DE POISSONS RECIFAUX: IMPLICATIONS POUR LE DIMENSIONNEMENT DES RESERVES MARINES DE NOUVELLE-CALEDONIE 80

1 INTRODUCTION 80
2 MATERIEL ET METHODES 82
2.1 Rappels concernant la zone d'étude et mise en place du réseau d'hydrophones *82*
2.2 Espèces étudiées *84*
2.2.1 *Epinephelus maculatus* 84
2.2.2 *Plectropomus leopardus* 84
2.2.3 *Chlorurus microrhinos* 85
2.2.4 *Scarus ghobban* 85
2.3 Capture, marquage et remise du poisson en milieu naturel *86*
3 REFLEXIONS SUR LE PROTOCOLE EXPERIMENTAL UTILISE ET LIMITES DE LA METHODE 89
4 ETUDE DE LA CONNECTIVITE ENTRE LES RECIFS DE LA ZONE D'ETUDE 92
4.1 Introduction *92*
4.2 Particularités du protocole expérimental *93*
4.3 Résultats *93*
4.4 Discussion *95*
5 ETUDE DES PATTERNS DE MOUVEMENT INTER-RECIFS 98
5.1 Introduction *98*
5.2 Particularités du protocole *98*
5.3 Résultats *99*
5.4 Discussion *104*
6 ETUDE DES MOUVEMENTS ET DE L'ACTIVITE DE QUATRE ESPECES DE POISSONS RECIFAUX DANS LA RESERVE MARINE DE L'ILOT LAREGNERE 108
6.1 Introduction *108*
6.2 Particularités du protocole expérimental *108*
6.2.1 Zone d'étude et nombre d'individus étudiés 108
6.2.2 Définition des patterns de déplacements identifiés dans la réserve 109
6.2.3 Analyse des données 111
6.3 Résultats *112*
6.3.1 Déplacements post-réintroduction 115
6.3.2 Période de fidélité au site 119
6.3.3 Relocalisation 127
6.3.4 Excursion 130
6.3.5 Migration 133
6.3.6 Déplacements importants précédant une migration, une relocalisation ou l'arrêt de la détection des individus 134
6.3.7 Synthèse 135
6.4 Discussion *137*
6.4.1 Déplacements post-réintroduction 138
6.4.2 Comportement de homing 140
6.4.3 Période de fidélité au site 143
6.4.4 Relocalisation 147

6.4.5 Excursion 150
6.4.6 Migration 152
6.4.7 Déplacements importants précédant une migration, une relocalisation ou l'arrêt de la détection des individus 155
7 SYNTHESE ET IMPLICATIONS DES DONNEES OBTENUES POUR LE DIMENSIONNEMENT DES RESERVES DU PARC DU LAGON SUD DE LA NOUVELLE-CALEDONIE 157
7.1 Synthèse *157*
7.2 Fonctionnement de la réserve étudiée et implications des données obtenues pour le dimensionnement des réserves marines du Parc du Lagon Sud *158*
REFERENCES CITEES 161
LISTE DE FIGURES 177
LISTE DES TABLEAUX 180
ANNEXES 182

INTRODUCTION

Les réserves marines ont été largement utilisées pour préserver les écosystèmes marins de la surexploitation des ressources. De nombreux scientifiques ont évoqué leur utilisation comme une alternative viable aux méthodes traditionnelles de gestion des pêcheries (Alcala & Russ 1990, Roberts & Polunin 1993, Russ 2002). Ces méthodes, basées sur le contrôle des captures ou de l'effort de pêche, sont généralement inapplicables dans les pays en voie de développement où sont localisés la majorité des récifs coralliens de la planète (Roberts & Polunin 1991, Russ 2002). De plus, leur utilisation est limitée par leurs grandes marges d'erreur dans des systèmes hyper-diversifiés (Ludwig et al. 1993, Roberts & Polunin 1993, Ulltang 1998, Russ 2002). Ces erreurs sont liées à la complexité intrinsèque des écosystèmes et au manque d'informations biologiques nécessaires à la fiabilité des modèles proposés (Roberts & Polunin 1991, Garcìa-Charton & Planes 2002). Par ailleurs, beaucoup de modèles ne s'appliquent qu'à la relation pêcheur/ressource et ne prennent pas en compte la préservation du milieu ni le contexte socioculturel de la région (Plan Development Team 1990, Langton & Auster 1999, Russ 2002, Halpern 2003). Dans ce contexte, les réserves marines constituent un outil permettant de disposer d'une certaine assurance face aux échecs des modèles halieutiques (Roberts & Polunin 1991, National Research Council 2001). De plus, elles peuvent être mises en place rapidement, sans évaluation des stocks ni informations biologiques préalables (Plan Development Team 1990).

Un des objectifs majeurs d'une réserve marine est de maintenir une biomasse critique dans la zone protégée (Russ 2002). De nombreuses études ont confirmé que la fermeture à la pêche avait pour conséquence une augmentation significative de la richesse spécifique, de la densité et de la biomasse à l'intérieur des réserves quand la zone bénéficie d'une surveillance efficace (Bell 1983, Russ 1985, Alcala 1988, Samoilys 1988, Garcìa-Rubies & Zabala 1990, Roberts & Polunin 1992, Harmelin et al. 1995, Roberts 1995, Letourneur 1996, Roberts & Hawkins 1997, Wantiez et al. 1997, Sarramégna 2000, Halpern 2003, Westera et al. 2003, Willis et al. 2003a, Garcìa-Charton et al. 2004, Chateau & Wantiez 2005, Floeter et al. 2006, Barrett et al. 2007, Unsworth et al. 2007, Harmelin-Vivien et al. 2008). La mise en réserve permettrait également une protection de la diversité génétique des stocks face à la pression sélective exercée par la pêche (Roberts & Polunin 1991, Bohnsack 1998, Pérez-Ruzafa et al. 2006). Cependant, la réalité des mesures de protection est parfois controversée (Samoilys 1988, Roberts & Polunin 1992, Bohnsack 1996, Barrett et al. 2007, Samoilys et al. 2007, Unsworth et al 2007). Elle dépend de nombreux facteurs, notamment des espèces concernées (Chateau

& Wantiez 2005, Unsworth et al 2007, Samoilys et al. 2007), de la taille et de la position des aires protégées, du niveau d'exploitation de la zone avant protection, du report de l'effort de pêche sur les zones restées libres, ainsi que des moyens d'information et de surveillance mis en œuvre par les organismes gestionnaires de ces espaces (DeMartini 1993, Samoilys et al. 2007). Ces caractéristiques conditionnent les résultats qui peuvent être positifs, nuls voire même négatifs par rapport aux objectifs attendus (Munro 1996).

Un autre objectif d'une réserve marine est le maintien de la zone pêchée par l'exportation de produits de la reproduction (œufs, larves) (Plan Development Team 1990, Roberts & Polunin 1991, Carr & Reed 1993, Dugan & Davis 1993, Allison et al. 1998, Bohnsack 1998, Russ 2002, Gell & Roberts 2003, Afonso et al. 2008a) et par la nette exportation de poissons depuis l'intérieur de la réserve (spillover) (Russ 2002). La quantité des produits de la reproduction (œufs, larves) issus des réserves pourrait en effet être plus importante que celles issue de la zone pêchée grâce au maintien de la sex-ratio, de la structure des groupes sociaux et d'un plus grand nombre de reproducteurs de grande taille dans la réserve (Roberts & Polunin 1991, Russ 2002, Afonso et al. 2008a).

Le spillover a été étudié par 4 approches différentes (Russ 2002). Plusieurs travaux ont modélisés les effets potentiels du mouvement de poissons coralliens adultes d'une réserve marine vers la zone pêchée adjacente (DeMartini 1993, Attwood & Bennett 1995). D'autres études ont suivi l'évolution des captures par unité d'effort (CPUE) dans les zones pêchées proche d'une réserve (Alcala & Russ 1990, Roberts et al. 2001, Galal et al. 2002, Maypa et al. 2002, Alcala et al. 2005). Certain auteurs ont mesuré des gradients de densité, de biomasse ou de CPUE à travers les limites juridiques de réserves (Rakitin & Kramer 1996, Russ & Alcala 1996, Chapman & Kramer 1999, McClanahan & Mangi 2000, Garcìa-Charton & Planes 2002, Russ et al. 2003, Zeller et al. 2003, Kaunda-Arara & Rose 2004, Abesamis et al. 2006, Harmelin-Vivien et al. 2008). Un grand nombre d'études ont enfin étudié les mouvements des poissons proche et à travers les limites de réserves en utilisant des méthodes de marquage (Bryant et al. 1989, Buxton & Allen 1989, Rutherford et al. 1989, Holland et al. 1993, 1996, Davies 1995, Zeller & Russ 1998, Meyer et al. 2000, Eristhee & Oxenford 2001, Meyer & Holland 2005, Egli & Babcock 2004, Wetherbee et al. 2004, Meyer et al. 2007a, 2007b). Même si des capacités de déplacement sur des centaines (voire des milliers) de mètres ont été prouvées chez quelques individus de certaines espèces, la majorité des travaux suggèrent qu'une amélioration des pêcheries par spillover ne se limiterait qu'à quelques centaines de

mètres dans un habitat continu. Cependant, le nombre trop important de protocoles expérimentaux inappropriés (Russ 2002, Willis et al. 2003b, Zeller et al. 2003) entretient des incertitudes quant à l'efficacité réelle des réserves marines en terme d'outils de gestion. Les interactions entre les zones en réserve et les zones non protégées environnantes sont particulièrement sujettes à polémiques en raison du manque de travaux permettant de qualifier leur nature et de quantifier leur intensité, notamment dans un habitat corallien fragmenté.

En Nouvelle-Calédonie, les réserves marines du Parc du Lagon Sud sont régulièrement suivies depuis la mise en place des moyens de surveillance en 1990 (T&W Consultants 1994, 1999, Wantiez et al. 1997, Sarramégna 2000, Wantiez 2002, 2004, 2006, Chateau & Wantiez 2005, Wantiez et al. 2006). Ce Parc protège une surface d'environ 17 200 ha au large de la ville de Nouméa (Gabrié et al. 2007). Il est constitué d'un réseau de réserves (six îlots, deux récifs frangeants et un récif-barrière) qui sont séparées par des fonds meubles lagonaires et de nombreuses structures récifales non protégées (Gabrié et al. 2007). Les données acquises à ce jour ont permis de décrire avec précision les variations spatio-temporelles de la qualité des habitats et de la structure des communautés de poissons depuis sa création. Les résultats obtenus depuis 1990 montrent que l'ichtyofaune commerciale a généralement montré une réponse positive aux mesures de protection et que ces effets se sont généralement maintenus dans le temps, malgré d'importantes variations du niveau des peuplements (Wantiez et al. 1997, Sarramégna 2000, Chateau & Wantiez 2005, Wantiez 2006). L'optimisation de la gestion de ce Parc nécessite l'étude des mouvements des principales espèces exploitées afin de confirmer l'efficacité de ces réserves à protéger les populations résidentes et de déterminer si des interactions existent avec les écosystèmes récifaux adjacents non protégés.

Dans ce contexte, le Programme ZoNéCo a financé pour une durée de 3 ans un programme de recherche ayant pour objectifs d'étudier les patterns[1] de déplacement de quatre espèces de poissons commerciaux (*Epinephelus maculatus*, *Plectropomus leopardus*, *Chlororurs microrhinos* et *Scarus ghobban*) dans un paysage récifo-lagonaire incluant une des réserves marines du Parc du Lagon Sud et deux récifs adjacents non protégés. Ce programme a été réalisé au Laboratoire Insulaire du Vivant et de l'Environnement de l'Université de la Nouvelle-Calédonie (LIVE), en étroite collaboration avec l'Aquarium des Lagons, le Service des Méthodes Administratives et de l'Informatique (SMAI) et la Direction de l'Environnement de la Province Sud (DENV).

[1] Terme anglais, voir définition en Annexe 1.

Le **premier chapitre** dresse le cadre scientifique et géographique de ce travail. Après la présentation du contexte géographique, un bilan des connaissances accumulées sur la zone d'étude est présenté. Une troisième partie expose avec plus de précisions les objectifs de ce travail. Le **deuxième chapitre** présente des généralités concernant les matériels et méthodes. La première partie décrit le matériel utilisé après avoir expliqué succinctement les différentes techniques possibles pour l'étude du déplacement des poissons en milieu naturel. La deuxième partie présente les espèces étudiées ainsi que les différents arguments qui ont motivé ce choix. Les phases de capture, de transport, de conditionnement, de marquage, de suivi post-opératoire et de remise des individus en milieu naturel sont ensuite détaillées. Le **troisième chapitre** est le compte rendu d'une expérience pilote menée dans la zone de mouillage de la réserve étudiée afin de tester le matériel, de valider son utilisation dans le cadre de cette thèse et d'explorer les possibilités (et les limites) offertes en terme d'analyse des données. Le **quatrième chapitre** décrit les patterns de déplacement de quatre espèces commerciales dans la zone d'étude. Après une introduction et un bref rappel méthodologique, une réflexion sur le protocole expérimental est présentée. Une quatrième partie a pour objectif d'évaluer les capacités de dispersion des espèces choisies et le niveau de connectivité entre les 3 structures récifales étudiées. Une cinquième partie étudie ensuite les patterns de déplacements entre les récifs de la zone. Une sixième partie examine enfin les patterns de déplacements des poissons à l'échelle de la réserve. La dernière partie propose une synthèse des résultats et leurs l'implications sur le dimensionnement des réserves du Parc du Lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie.

PRESENTATION GENERALE DE L'ETUDE

1 Cadre géographique et contexte local

1.1 La Nouvelle-Calédonie

1.1.1 Situation géographique et géomorphologie

La Nouvelle-Calédonie et ses dépendances forment un vaste ensemble d'îles, de lagons et de récifs coralliens. Situé dans le Pacifique Sud-ouest, l'archipel néo-calédonien se trouve à 1 500 km à l'Est du continent australien et à 1 700 km au Nord-ouest de la Nouvelle-Zélande. L'archipel se compose (a) de l'île principale (la Grande-Terre) et de son système récifo-lagonaire, (b) des Iles Loyauté (Ouvéa, Lifou, Tiga et Maré) et (c) des complexes récifo-lagonaires de Chesterfield-Bellona et de Lansdowne-Fairway (Fig. 1).

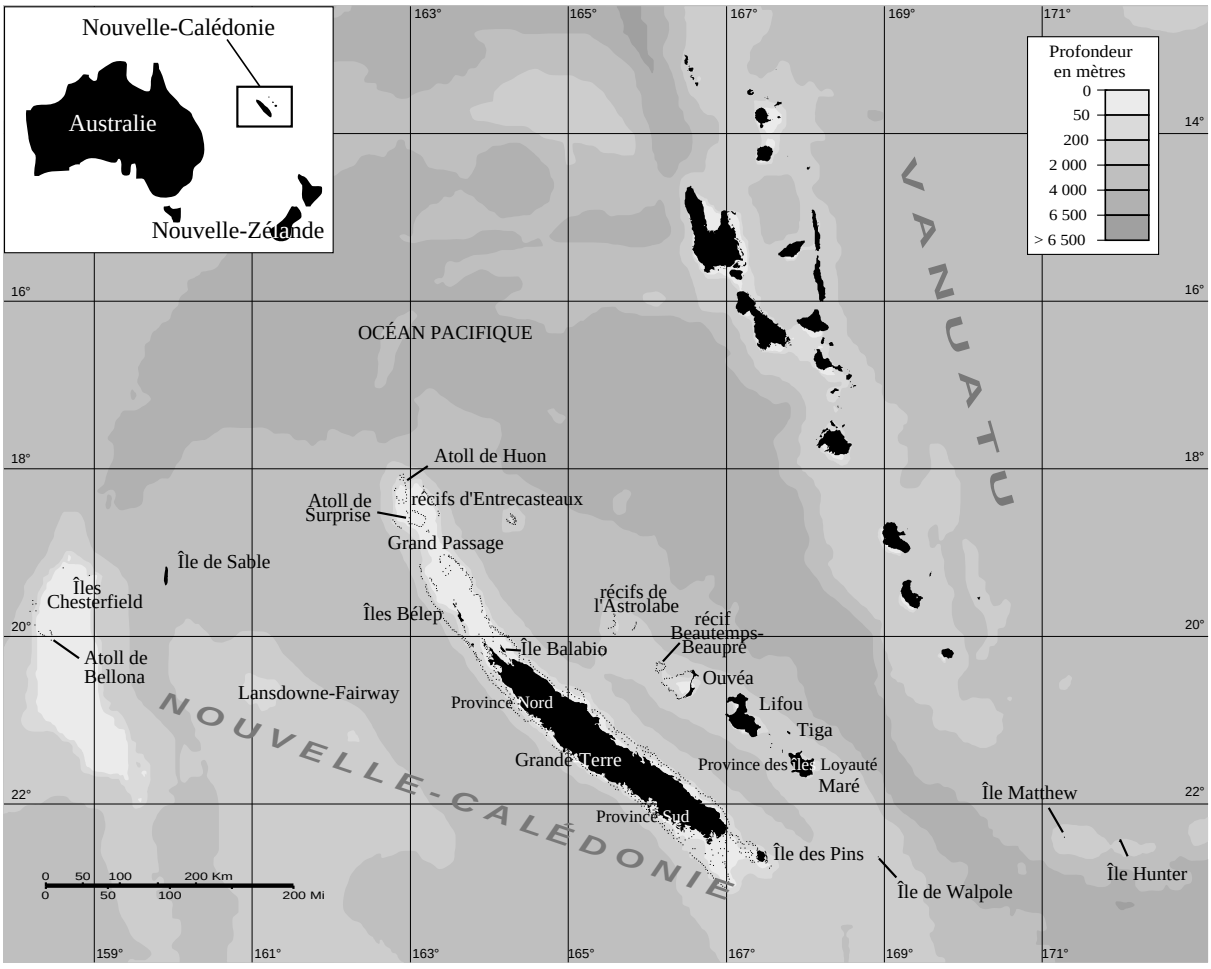


Fig. 1. La Nouvelle-Calédonie et ses dépendances.

La Grande-Terre s'étire sur 400 km selon un axe Sud-est/Nord-ouest. L'île est traversée dans sa longueur par une chaîne montagneuse dont certains sommets culminent à plus de 1 600 m. La chaîne montagneuse, dissymétrique, sépare la Grande-Terre en deux régions ayant des caractéristiques différentes. La côte occidentale (sous les vents dominants) est caractérisée par de larges plaines, tandis que la côte orientale (au vent) est escarpée et entrecoupée de vallées profondes. Aux extrémités de la Grande-Terre se trouvent l'île des Pins au Sud et les atolls de Huon et de Surprise (récifs d'Entrecasteaux) au Nord (Fig. 1). Situées à 100 km à l'Est, les Îles Loyauté (Ouvéa, Lifou, Tiga et Maré) s'alignent sur un axe parallèle à celui de la Grande-Terre (Fig. 1).

1.1.2 Caractéristiques climatiques

Située dans la zone intertropicale, la Nouvelle-Calédonie est soumise à un climat tropical océanique. Ce climat, relativement tempéré, est marqué par l'alternance de deux saisons, séparées par de courtes périodes de transition. La saison chaude (été austral) s'étend de mi-novembre à mi-avril. Cette période est caractérisée par le passage intermittent de dépressions et de cyclones tropicaux. La saison fraîche (hiver austral) s'étend de mi-mai à mi-septembre. Pendant cette période des dépressions d'origine polaire peuvent toucher le Territoire. Les vents dominants sont les alizés de secteur Sud-Est dominant, qui se renforcent durant l'été austral. Les alizés sont des vents réguliers dont l'intensité est généralement minimale en début de matinée (effet de brise) et maximale l'après-midi. Durant la saison fraîche, des vents de secteur Ouest peuvent dépasser 40 nœuds (nds). Pendant la saison chaude, les dépressions tropicales et les cyclones peuvent induire des vents supérieurs à 100 nds. Le dernier cyclone à avoir touché sévèrement la Nouvelle-Calédonie est Erica en 2003. Ce cyclone de classe 5 sur l'échelle de Saffir-Simpson a généré des vents atteignant localement 160 nds (Mackley, données non publiées *in* Wantiez et al. 2006). Les deux intersaisons, sèche avant l'été, humide avant l'hiver, sont souvent des périodes de calme (vents inférieur à 6 nds). La dissymétrie de la Grande-Terre fait que les précipitations sont plus importantes sur la côte Est (au vent) que sur la côte Ouest (sous le vent).

1.1.3 Aperçu institutionnel, démographique et économique

Les données présentées ci-dessous proviennent essentiellement de Wantiez (2008) et des rapports de l'Institut de la Statistique et des Études Économique de la Nouvelle-Calédonie (ISEE).

La Nouvelle-Calédonie est une collectivité d'Outre-Mer rattachée à la France. Son organisation institutionnelle actuelle résulte de la loi organique du 9 mars 1999 issue de l'accord de Nouméa (5 mai 1998) qui fixe le cadre dans lequel s'inscrira son évolution institutionnelle pendant 20 ans. La loi organique prévoie notamment un transfert progressif des compétences jusqu'au référendum local sur l'accession à la pleine souveraineté, prévu au cours du mandat du Congrès qui débutera en 2014. Le Territoire est découpé en trois collectivités : la Province des îles Loyauté, la Province Nord et la Province Sud (Fig. 1). Les Provinces disposent d'une compétence dans les domaines qui ne sont pas réservées à l'État par la loi organique, notamment l'environnement. Cette organisation institutionnelle est complétée par le Congrès et le Gouvernement.

La population de la Nouvelle-Calédonie a été estimée à 230 789 habitants lors du recensement de 2004 : 22 080 habitants (9.5%) vivent aux îles Loyauté, 44 474 habitants (19,3%) dans la Province Nord et 164 235 habitants (71.2%) dans la Province Sud. Nouméa (capitale) rassemble 40% des habitants du Territoire (91 386 habitants) et le Grand Nouméa (capitale et communes limitrophes) regroupe 63% de la population (146 000 habitants).

Le Produit Intérieur Brut (PIB) était de 5.4 milliards d'euros en 2006 soit 22 600 euros par habitant. Ce taux situe le Territoire entre la Nouvelle- Zélande et l'Australie et au niveau moyen observé dans les pays européens. La Nouvelle-Calédonie détient près de 25% des réserves mondiales connues de nickel. Le nickel constitue un secteur essentiel du développement industriel du Territoire. Il représente 90% à 95% du montant des exportations calédoniennes.

Le secteur de l'agriculture (productions agricoles, pêche, aquaculture et élevage) représentait moins de 2% du PIB en 2003. Néanmoins, la pêche et l'agriculture (vivrière ou marchande) occupent une place centrale dans la société calédonienne. Ces activités permettent en effet de contenir l'exode rural en fixant les populations sur leurs terres d'origine (Wantiez 2008). Selon le dernier recensement de l'agriculture en 2002, un calédonien sur dix vivait ou travaillait sur une exploitation agricole. Le tourisme représentait près de 4% du PIB en 2003 et générait 4 000 emplois salariés. Depuis 2000, la fréquentation touristique stagne autour de la barre des 100 000 touristes.

1.2 Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie

1.2.1 Description du complexe récifo-lagonaire de la Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie et dépendances forment une zone économique exclusive de 1 368 588 km^2. Les complexes lagonaires représentent environ 40 000 km^2 (lagons et constructions coralliennes) (Clavier et al. 1995) dont 23 400 km^2 de lagons autour de la Grande Terre (Testau & Conand 1983). Les constructions coralliennes couvrent 7 284 km^2 (Andréfouet et al. 2006). Elles constituent un des écosystèmes coralliens les plus importants et les plus diversifiés de la planète, comprenant 150 types géomorphologiques (Andréfouet et al. 2006). Ces formations se répartissent en deux grands ensembles : les récifs océaniques (îles Loyauté, récifs Entrecasteaux, archipel des Chesterfield, récifs éloignés) et les récifs continentaux (Grande-Terre, île des Pins, archipel des Belep) (Fig. 1).

Les îles Loyauté se composent de trois îles surélevées (Lifou, Maré et Tiga) et d'un atoll (Ouvéa). Les îles surélevées sont de grands plateaux calcaires d'origine corallienne, dépourvues de lagon et entourées par un récif généralement étroit (Fig. 2). Ouvéa est un atoll basculé entouré d'un récif-barrière et d'une ceinture d'îlots. Les autres atolls, situés au nord de la Grande-Terre (récifs Entrecasteaux), sont plus petits, peu profonds et entourés d'un récif-barrière bien défini (Fig. 2). L'archipel des Chesterfield est composé d'îlots bordant un plateau d'origine corallienne bordé sur une grande partie par un récif-barrière. Les récifs éloignés regroupent des formations situées au sud et à l'est des Loyauté (récif Durand, Walpole, Mathew et Hunter) (Wantiez 2008) (Fig. 1).

Autour de la Grande-Terre, il est possible de différencier quatre sous-ensembles continentaux limités par un récif-barrière d'environ 1 600 km (Testau & Conand 1983, Richer de Forges et al. 1987) (Fig. 2). Ce récif-barrière est la plus longue barrière continue et la 2ème plus grande barrière au monde (Andréfouet, com. pers.). Le lagon Sud (5 000 km^2) s'étend de l'île des Pins jusqu'à Bourail sur la côte Ouest (Testau & Conand 1983) (Fig. 2). Vers le sud, ce lagon devient de plus en plus large (de 2 km à Bourail à 50 km à l'extrémité sud) et profond (quelques mètres à Bourail à plus de 80 m dans le Sud). Il comprend un récif-barrière bien formé et interrompu par des passes relativement nombreuses, des récifs frangeants, des îlots coralliens et des récifs intra-lagonaires (2 ceintures au sud) dont le nombre va croissant vers le sud. Le lagon Ouest s'étend de Bourail jusqu'au Nord de Koumac (Testau & Conand 1983) (Fig. 2). Ce lagon est assez étroit (moins de 2 km) et peu profond (moins de 15 m). Le lagon Nord s'étend jusqu'au « Grand Passage » vers le nord et jusqu'à l'île de Balabio vers l'est

(Testau & Conand 1983) (Fig. 2). Sa profondeur va en augmentant pour atteindre plus de 60 m au nord. Les récifs intra-lagonaires sont peu nombreux et l'archipel de Belep est constitué d'îles hautes. Le lagon Est s'étend de Balabio jusqu'à la passe de la Sarcelle au sud de la Grande Terre (Testau & Conand 1983) (Fig. 2). Ce lagon se caractérise par un récif-barrière irrégulier, parfois immergé, voire double par endroit (Menu 2006). Sa profondeur est généralement supérieure à 30 m et le relief y est plus tourmenté que dans les autres lagons.

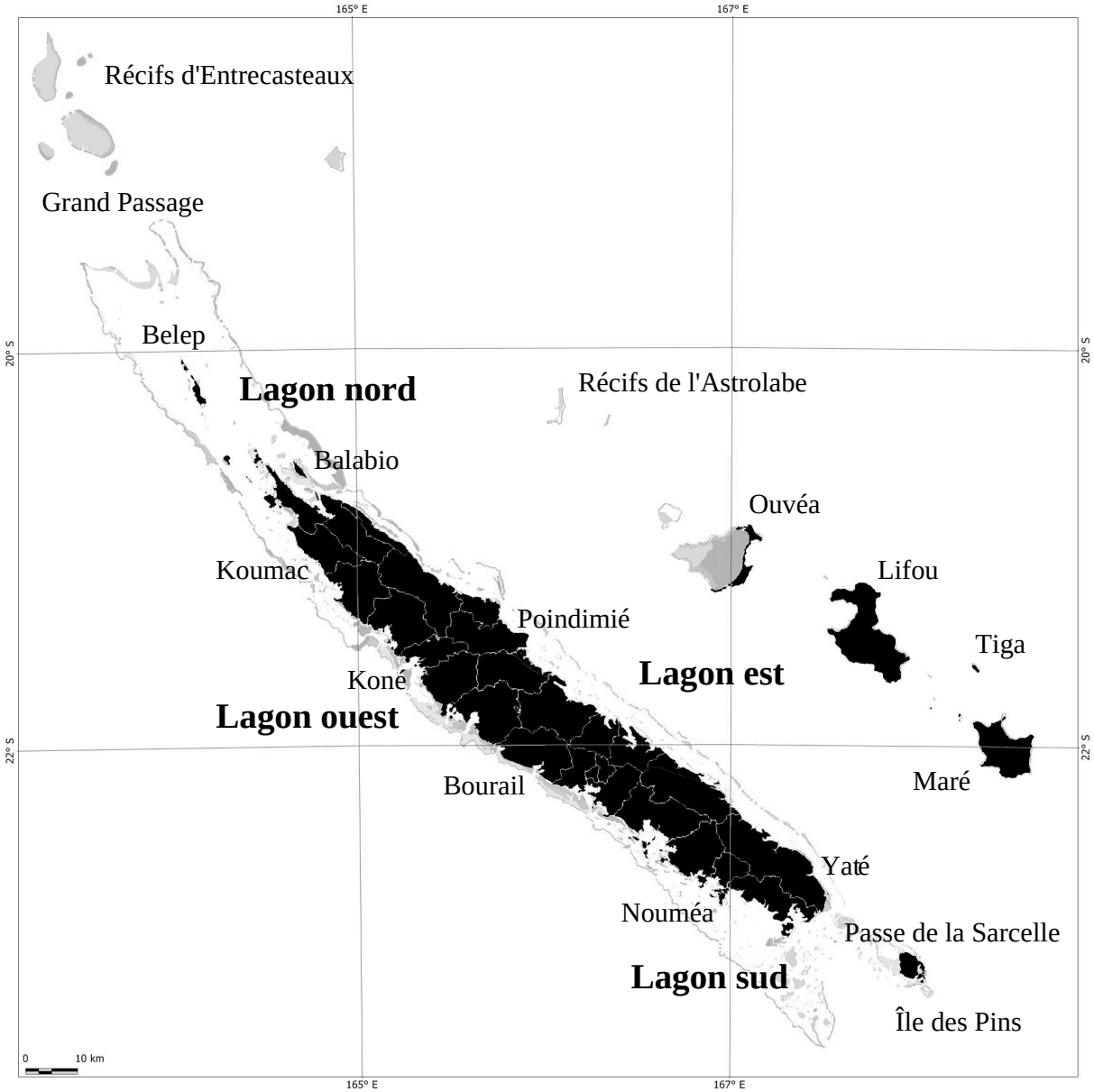


Fig. 2. Localisation des différents ensembles récifaux lagonaires de la Grande-Terre et des îles Loyauté (fond de carte IFRECOR).

1.2.2 Biodiversité des écosystèmes coralliens et état de santé des récifs en Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est une île continentale qui contrairement à la majorité des autres îles du Pacifique n'a pas une origine volcanique. Elle est séparée de la côte Est australienne depuis environ 80 millions d'années (Pelletier 2006). La Nouvelle-Calédonie présente une très grande biodiversité marine et terrestre (Payri & Richer de Forges 2006). Le bilan des connaissances sur la biodiversité marine fait état d'environ 8 800 espèces (Payri & Richer de Forges 2006) (Tab. 1).

Tab. 1. Diversité des espèces marines décrites de Nouvelle-Calédonie (Payri & Richer de Forges 2006).

Taxon	Famille	Genre	Espèce
Flore et angiosperme marine	18	32	45
Protozoaires	99	226	564
Algues	62	184	438
Spongiaires	54	94	149
Cnidaires	67	204	784
Lophophorates	89	195	415
Mollusques	118	395	1 652
Vers	62	215	416
Arthropodes	239	851	1 980
Echinodermes	61	135	257
Tuniciers	12	86	290
Vertébrés	173	647	1 793
Total	1 054	3 264	8 783

Malgré de nombreux travaux, la diversité en coraux est encore peu connue. La considérable variété des milieux côtiers qui bordent la Grande-Terre, l'originalité des îles Loyauté et l'étendue conséquente en latitude et longitude du Territoire laissent cependant penser que cette biodiversité corallienne est très riche. Pichon (comm. pers.) a par exemple estimé qu'elle pouvait être égale, voire supérieure, à celle de la Grande Barrière australienne (>350 espèces). Payri & Richer de Forges (2006) rapportent que 67 familles de Cnidaires (784 espèces) ont été répertoriées, dont 310 espèces de Scléractiniaires (Pichon 2006) (Tab. 1). L'ichtyofaune marine est également très diversifiée. Fricke & Kulbicki (2006) indiquent que 2 410 espèces ont actuellement été répertoriées pour l'ensemble du domaine marin dont 1 695 espèces dans la tranche bathymétrique 0-100 m (Tab. 1). Ce nombre peut être comparé aux 385 espèces présentes sur les côtes françaises métropolitaines ou même à l'ensemble des espèces côtières de l'Atlantique nord européen (686 espèces côtières du Spitzberg à Gibraltar) et de la Méditerranée (546 espèces côtières) (Kulbicki 2007). Payri & Richer de Forges (2006)

rapportent, qu'entre autres, 118 familles de mollusques (1652 espèces), 239 familles d'arthropodes (1980 espèces) et 61 familles d'échinodermes (257 espèces) ont été répertoriées dans la zone bathymétrique 0-100 m (Tab. 1). Les spongiaires (149 espèces) et les ascidies (290 espèces) sont également diversifiés dans les lagons de Nouvelle-Calédonie (Tab. 1).

Différents facteurs peuvent expliquer l'importante biodiversité : la proximité de la province Indo-Pacifique (centre de diversité), la diversité géomorphologique des formations coralliennes, la diversité des caractéristiques environnementales entre le nord et le sud (gradient de température) ainsi qu'entre l'est et l'ouest (gradient de température et de salinité), la présence de zones d'upwelling (côte Ouest) et l'importance relative des influences terrigène et océanique (Kulbicki 2007, Payri & Richer de Forges 2006). Les macro-organismes marins (> 2 cm) des zones néritiques (jusqu'à -80 m) ont été les plus étudiés (Menu 2006). La plupart des taxons demeurent donc peu étudiés, ce qui laisse penser que cette biodiversité pourrait être bien plus élevée (Payri & Richer de Forges 2006).

Les suivis de l'état de santé des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie ont commencé en 1990 dans la région de Nouméa (Parc du Lagon Sud). Ils ont été étendus à l'ensemble de la Province Sud en 1997 et à l'ensemble des 3 provinces en 2003 grâce à la mise en place du Réseau d'Observation des Récifs Coralliens (RORC) (Wantiez 2008). Six stations proches de Nouméa ont été suivies depuis 1997. En moyenne, leurs caractéristiques sont restées relativement stables et rendent compte d'une relative bonne santé des récifs malgré l'impact significatif du cyclone Erica qui a touché la Nouvelle-Calédonie en 2003 et quelques attaques épisodiques d'*Acanthaster plancii* (Wantiez et al. 2006, Wantiez 2008). Depuis 2003, vingt-quatre stations réparties sur 9 sites sur l'ensemble de la Grande Terre et Lifou (îles Loyauté) ont été suivies annuellement. Le bilan de santé a été chaque année satisfaisant, à l'exception de 4 stations qui subissent une hyper-sédimentation due à des activités minières ou un effort de pêche relativement important (Wantiez 2008). Lors du dernier suivi en 2006, 50% des stations présentaient un bilan satisfaisant (Wantiez 2008). La densité des poissons et des invertébrés ciblés par l'échantillonnage n'a pas varié significativement depuis 2002 (Wantiez 2008). La couverture corallienne vivante s'est stabilisée après l'impact d'*Acanthaster plancii* sur certains sites les années précédentes. Contrairement aux autres îles du Pacifique, les récifs de Nouvelle-Calédonie n'ont pas subi de phénomène de blanchissement majeur depuis 1996 (Wantiez 2008).

1.2.3 Exploitation et pressions exercées sur le milieu récifo-lagonaire en Nouvelle-Calédonie

Les écosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie subissent deux principales formes d'exploitation, la pêche et le tourisme. Les données présentées ci-dessous proviennent essentiellement de l'Institut de la Statistique et des Études Économique de la Nouvelle-Calédonie (ISEE) et du Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes (SMMPM).

La pêche regroupe trois types d'activités : la pêche professionnelle, la pêche plaisancière et la pêche vivrière. En 2007, la flotte professionnelle comptait 27 navires de pêche hauturière et 243 navires de pêche lagonaire et côtière. La production hauturière, majoritairement des thons, atteignait 2 122 t en 2007 (SMMPM 2007). Les produits de la pêche lagonaire représentaient 679 t en 2006. Les poissons constituaient l'essentiel des captures (428 t). Le reste de la production (251 t) était principalement constituée d'holothuries (51 t), de crustacés et de mollusques (dont 153 t de coquilles de trocas) (SMMPM 2007). Les holothuries, les trocas et les poissons d'aquarium (7.3 t en 2001) sont essentiellement destinés à l'exportation. En 2007, 21 139 navires de plaisance étaient immatriculés en Nouvelle-Calédonie (SMMPM 2007). La production de la pêche vivrière et plaisancière est très difficile à évaluer mais les captures sont probablement importantes en raison du grand nombre de navires. En 1999, la production non-commerciale était estimée à 3 500 t (Boncoeur 2002). Ces données offrent cependant une image peu précise de l'effort de pêche et des captures en raison leur âge et de l'incertitude entourant le niveau de la production des pêches vivrière et plaisancière. Malgré ces incertitudes, Wantiez (2008) indique que la pression de pêche ne serait pas encore problématique en Nouvelle-Calédonie.

Les activités touristiques sur les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie se concentrent dans la région de Nouméa ainsi que dans certains sites visités par des paquebots (îles Loyauté, île des Pins, région de Hienghène). La navigation de plaisance engendre également un impact significatif, notamment sur les îlots coralliens du lagon Sud-Ouest. Plus de 40 bateaux peuvent être mouillés dans une seule réserve marine du Parc du Lagon Sud les week-ends de beau temps (Sarramégna 2000). Les dégradations dues aux ancres sont réduites dans les réserves marines du Parc du Lagon Sud grâce à la mise en place de mouillages fixes. Elles peuvent néanmoins être problématiques dans les zones très visitées ou ne disposant pas de telles structures. Ces zones sont situées près de centres urbains (principalement la région de Nouméa et dans une moindre mesure La Foa, Bourail, Koné et Koumac). Le piétinement est

limité aux platiers coralliens des récifs frangeants proches des centres urbains et dans trois réserves marines où une activité touristique a été développée (îlot Canard, îlot Amédée, îlot Maître). Le platier récifal des autres réserves devrait être relativement épargné par leur statut de protection, qui réduit significativement leur intérêt pour les populations locales qui les fréquentent. Wantiez (2008) suggère que dans l'ensemble les activités touristiques ne seraient pas encore un problème majeur en Nouvelle-Calédonie.

Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie sont également affectés par certaines formes de pollution. L'activité minière a des impacts importants sur l'environnement côtier et les récifs frangeants, notamment pour les zones situées en aval de bassins versants abritant d'anciennes exploitations (Bird et al. 1984). Par le passé, aucune mesure n'était prise pour protéger les écosystèmes d'un apport massif de particules fines d'origine terrigène. L'activité minière est maintenant réglementée et des mesures sont prises pour limiter la sédimentation sur les bassins versants et dans le lagon. L'impact des nouvelles mines sur les écosystèmes côtiers reste néanmoins important (creusement de divers chenaux, apport de particules fines aux points de chargement, etc.). De plus, les anciennes mines continueront de polluer l'environnement tant qu'elles ne seront pas réhabilitées (revégétalisation, etc.). Les apports de nutriments dans le lagon sont limités aux principaux centres urbains. A Nouméa, les rejets d'eaux usées contribuent à ce phénomène malgré la présence de 7 stations d'épuration (Nouméa et Grand Nouméa). Les capacités de traitement augmentent mais restent insuffisantes (Wantiez 2008). De plus, 5.5% des habitants du Grand Nouméa ne sont pas raccordés au réseau collecteur des eaux usées (ISEE 2007). Certaines villes du Territoire (Bourail, Koné, Koumac, Poindimié, Wé) atteignent un niveau critique de leur développement et ne possèdent encore aucun moyen de traitement. Les apports de nutriments dans le lagon augmentent aux abords de ces centres qui sont également confrontés à un problème de gestion des déchets (Wantiez 2008).

1.3 Les réserves marines en Nouvelle-Calédonie

Le statut de la Nouvelle-Calédonie assure un transfert de compétences de l'Etat français à la Nouvelle-Calédonie et aux trois Provinces qui la composent (Province Sud, Province Nord, Province des Îles). La compétence relative à l'environnement a été transférée aux Provinces et au Territoire qui disposent de leurs propres outils réglementaires pour la protection des espaces naturels (Gabrié et al. 2007). On dénombre actuellement 14 réserves marines en Nouvelle-Calédonie (Gabrié et al. 2007). La quasi-totalité (13) est située en Province Sud,

principalement face à Nouméa où la pression anthropique sur le lagon est forte. La province Nord possède une zone de conservation pour les dugongs et les tortues (réserve spéciale de Nékoro). Une réserve est en cours de création au nord-est de la Province Nord (zone lagonaire du mont Panié). Aucune réserve n'est déclarée dans la Province des Îles. Toutefois, une gestion coutumière de l'espace lagonaire est parfois appliquée par les tribus du bord de mer (Wantiez 2008). Les réserves marines de la Nouvelle-Calédonie totalisent une surface d'environ 434 km² (43 440 ha), soit près de 2% de la surface lagonaire entourant la Grande-Terre. Les aires marines protégées de la Nouvelle-Calédonie se répartissent en plusieurs catégories juridiques (Gabrié et al. 2007) :

- La réserve marine intégrale « Yves Merlet », créée en 1970, s'étend sur 17 150 ha au sud de Yaté. Dans cette réserve, la navigation et toute forme d'activité sont strictement interdites excepté quelques dérogations annuelles pour la pêche coutumière de tortues, de milk-fish (*Chanos chanos*) et pour la réalisation d'études scientifiques.

- Les réserves spéciales marines interdisant toute forme de prélèvement ont été aménagées de façon permanente pour le tourisme et la plongée contemplative (Gabrié et al. 2007) :
  - Les réserves permanentes de la baie de Prony, créées en 1993, protègent une superficie d'environ 149 hectares.
  - Le Parc du Lagon Sud, situé au large de Nouméa, comprend six îlots (l'îlot Amédée, l'îlot Signal, l'îlot Larégnère, l'îlot Maître, l'îlot Bailly et l'îlot Canard), deux récifs frangeants (la pointe du Kuendu et le récif Ricaudy), un récif-barrière (Grand Récif Aboré) et une épave (le Humboldt) classés en réserve entre 1981 et 1998 (Fig. 3). La superficie totale protégée atteint environ 17 200 ha. La pêche à pied ou à la canne dans un but d'autoconsommation ou de loisir est néanmoins autorisée sur le récif Ricaudy (Gabrié et al. 2007).
  - La réserve de l'îlot Ténia créée en 1998 protège une surface d'environ 1 000 ha.
  - La réserve de Ouano, créée en 2004, totalise près de 3 000 ha. La particularité de cette réserve est de protéger une zone continue qui s'étend de la côte au récif-barrière.
  - La réserve de Bourail, créée en 1993, protège une superficie de 2 339 ha.
  - La réserve de Nekoro, créée en 2000, est actuellement l'unique zone protégée en Province Nord. Sa surface atteint 1 260 ha. Cependant, cette réserve ne bénéficie pas d'une surveillance régulière et effective.

- Les réserves spéciales marines temporaires qui interdisent toute forme de prélèvement à certaines périodes de l'année. Elles ont été mise en place pour protéger temporairement les zones de reproduction de certaines espèces commercialisées en Nouvelle-Calédonie (Gabrié et al. 2007) :
  - Depuis 2006, la zone du Grand Port de la baie de Prony (1 153 ha) est mise en réserve du 1er septembre au 31 décembre afin de protéger les rassemblements de mérous à tâches orange (*Epinephelus coioides*) pour la reproduction.
  - Depuis 2005, la réserve du Grand Récif Aboré est étendue à l'ensemble de la Passe de Dumbea du 1er mars au 1er octobre de chaque année pour protéger les agrégations de ponte de nombreuses espèces de poissons, notamment de la loche bleue (*Epinephelus cyanopodus*) (Fig. 3).

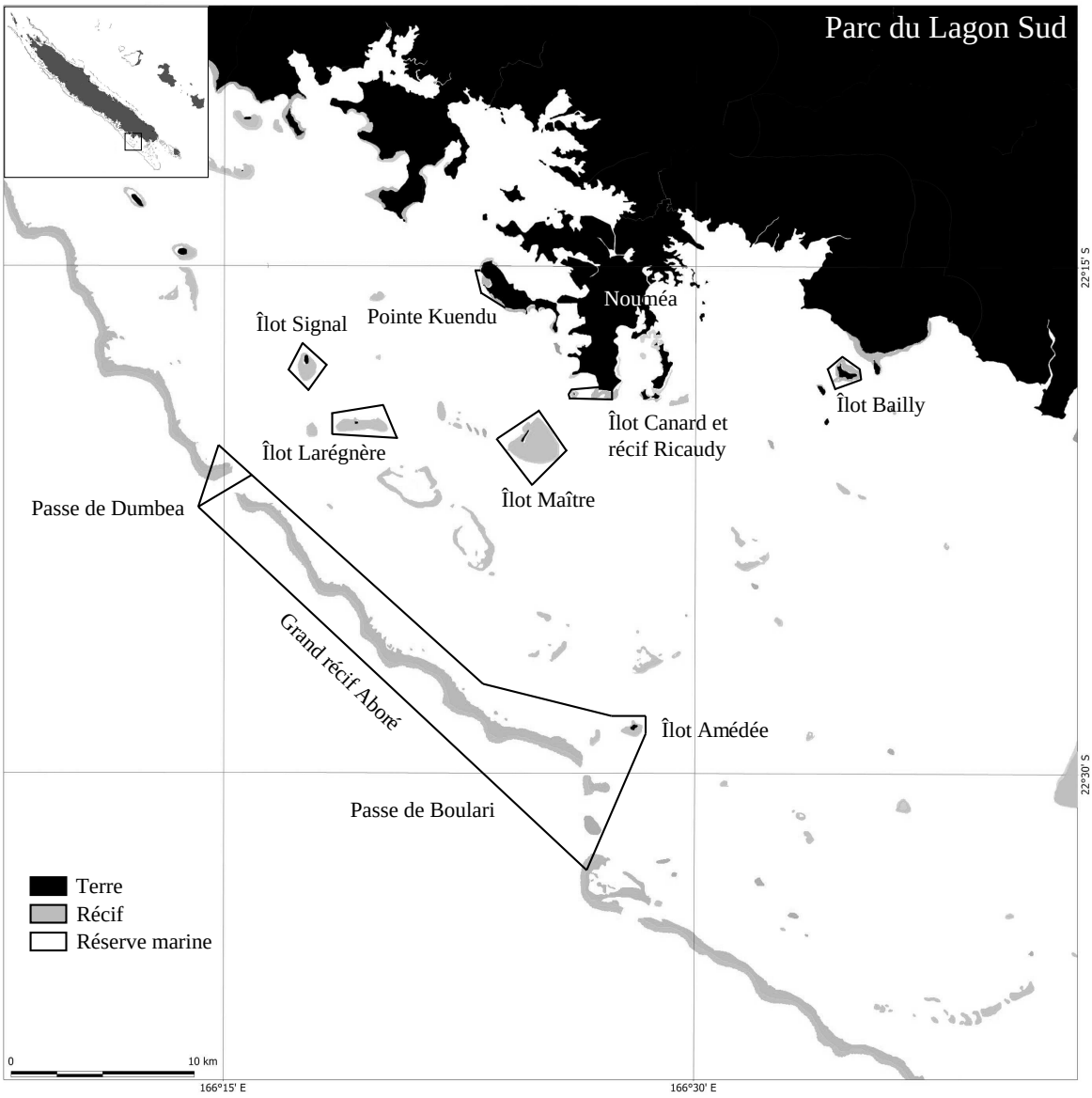


Fig. 3. Localisation des réserves du Parc du Lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie (fond de carte IFRECOR).

Les îlots en réserve du Parc du Lagon Sud sont des lieux de villégiature pour les plaisanciers notamment dans la région de Nouméa. Des suivis réguliers dénombrent plus de 40 bateaux au mouillage les week-end de beau temps (Sarramégna 2000 ; Direction de l'Environnement de la Province Sud, données non publiées). Pour limiter l'impact de cette importante fréquentation sur le milieu, des corps-morts ont été installés sous le vent des îlots. De plus, de larges campagnes d'information ainsi que des moyens de surveillance importants (4 bateaux, 240 jours de surveillance par an) ont été mis en place depuis 1990 par la Province Sud pour inciter les plaisanciers à respecter la législation. Malgré cette surveillance, des braconniers sont quelques fois observés, généralement de nuit, dans les réserves situées au large de Nouméa (Chateau obs. pers).

1.4 La zone d'étude

Localisée dans le Lagon Sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, la zone d'étude est située en face de Nouméa, à environ 10 km de la côte et 7 km du récif-barrière (Tab. 2, Fig. 4). Elle englobe trois structures récifales : l'îlot Larégnère, le récif Crouy et le récif Larégnère. Ces structures diffèrent par leur taille, leur exposition aux conditions hydrologiques et leur statut de protection (Tab. 2). L'îlot Larégnère fait partie des réserves du Parc du Lagon Sud où toute récolte d'organismes est interdite (cf. § 1.3 de ce chapitre). Cette zone bénéficie d'une surveillance active depuis 1990. Le récif Larégnère et le récif Crouy sont des structures non protégées respectivement situées à environ 900 m et 2 000 m de la réserve (Fig. 4).

Tab. 2. Description de la zone d'étude.

+ : niveau d'influence terrigène et océanique. Type de structure d'après Andréfouët & Torres-Pulliza (2004).

	Îlot Larégnère	Récif Larégnère	Récif Crouy
Statut	réserve depuis 1990	non en réserve	non en réserve
Type de structure corallienne	Massifs coralliens de lagon	Massifs coralliens de lagon	Massifs coralliens de lagon
Superficie	2.8 km² (8.5 km² protégés)	0.7 km²	6.8 km²
Distance minimale à la réserve	-	900 m	2000 m
Influence terrigène	++	++	+
Influence océanique	++	+++	++
Profondeur maximale entre le récif et la réserve	-	8 m	15 m

Les 3 récifs étudiés sont séparés par des fonds meubles (herbiers, algueraies, fonds de sable, fonds détritiques) ponctués de massifs coralliens épars ou de dalles (Chateau obs. pers.). Cette

zone caractérise donc un habitat corallien fragmenté typique d'un paysage lagonaire, alors que la majorité des études existantes ont été réalisées sur des systèmes réserve/non en réserve continus (non fragmentés). Un état initial des communautés de poissons commerciaux a été réalisé sur ces trois récifs en 2003 (Chateau & Wantiez 2005).

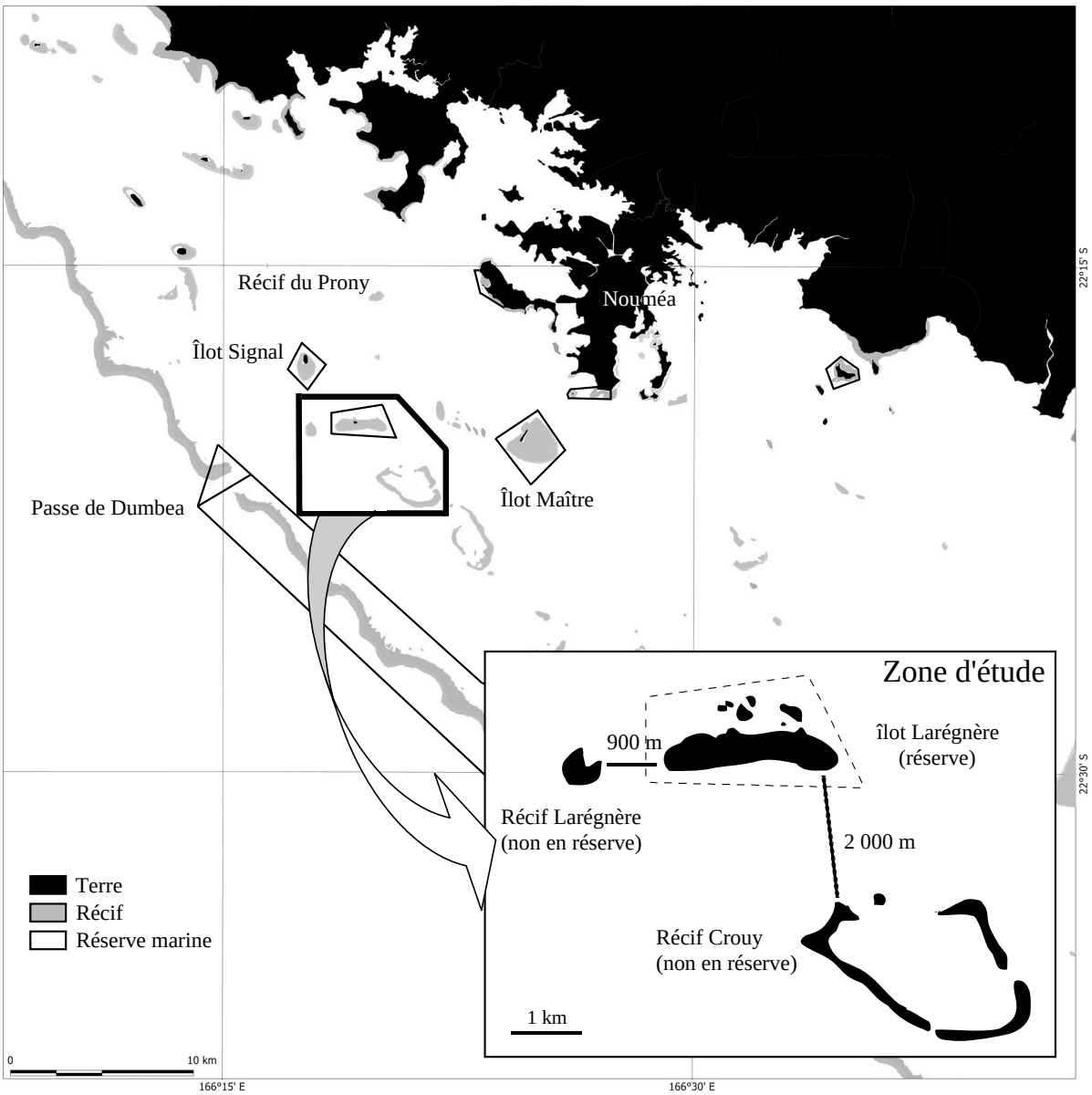


Fig. 4. Localisation de la zone d'étude (fond de carte IFRECOR).

2 Etat des connaissances sur la zone d'étude

La réserve de l'îlot Larégnère a été étudiée tous les 4 ans depuis la mise en place des mesures de protection en 1990. A ce jour, 4 campagnes d'échantillonnage (1994, 1998, 2002 et 2006) ont été réalisées dans le cadre de ce programme.

Ce chapitre dresse un bilan des connaissances accumulées sur la zone d'étude depuis la création de la réserve. La première partie montre la réponse des peuplements de poissons à la mise en œuvre des moyens de protection ainsi que leur évolution jusqu'en 2002 (Wantiez et al. 1997, Wantiez 2002). La deuxième partie constitue un état de référence des peuplements de poissons commerciaux, réalisé en 2003 dans la zone d'étude (îlot Larégnère, récif Larégnère et récif Crouy) (Chateau & Wantiez 2005). La troisième partie montre les effets du passage du cyclone Erica (14 mars 2003) sur les peuplements de poissons coralliens et les habitats de la zone d'étude (Wantiez et al. 2006). La quatrième partie présente l'état des peuplements de la réserve réalisé en 2006 pendant l'expérience de thèse (Wantiez 2006).

2.1 Effets de la mise en réserve et évolution des populations de poissons de l'îlot Larégnère jusqu'en 2002

Les caractéristiques de l'ichtyofaune de l'îlot Larégnère ont changé significativement lors de la mise en réserve de cette zone (Wantiez et al. 1997). Après 4 ans de protection effective (surveillance), la richesse spécifique par station, la densité et la biomasse moyenne des espèces commerciales ont augmenté respectivement de 99%, 250% et 293% (Fig. 5). Cette tendance a été observée au sein des principales familles étudiées (Serranidae, Labridae, Acanthuridae et Scaridae). La mise en réserve a également modifié la structure des communautés de poissons. Wantiez et al. (1997) ont observé une augmentation de l'importance relative des espèces cibles de grande taille à l'intérieur de la réserve (ex. *Plectropomus leopardus*, *Aprion virescens*, *Lethrinus atkinsoni*, *Scarus* spp., *Acanthurus* spp., *Naso* spp.).

La campagne de 1998 a montré une régression des peuplements sur l'ensemble de la zone même si les valeurs sont toujours supérieures à celles de 1990. La richesse spécifique, la densité et la biomasse moyennes des espèces commerciales ont diminué respectivement de 44%, 59% et 67% (Fig. 5). La campagne de 2002 a montré un maintien des peuplements à un niveau bas mais néanmoins supérieur aux valeurs de 1990 (Fig. 5). Une ré-augmentation a été observée après la chute de 1998. La richesse spécifique, la densité et la biomasse moyenne des espèces commerciales ont augmenté respectivement de 4%, 65% et 10% par rapport aux données de 1998 (Fig. 5). La même tendance a été observée pour les principales familles étudiées. Ces variations ont été décrites par Wantiez (2002) comme des variations naturelles du niveau des peuplements attribuées aux conditions climatiques globales (alternance de forts épisodes El Niño et la Niña).

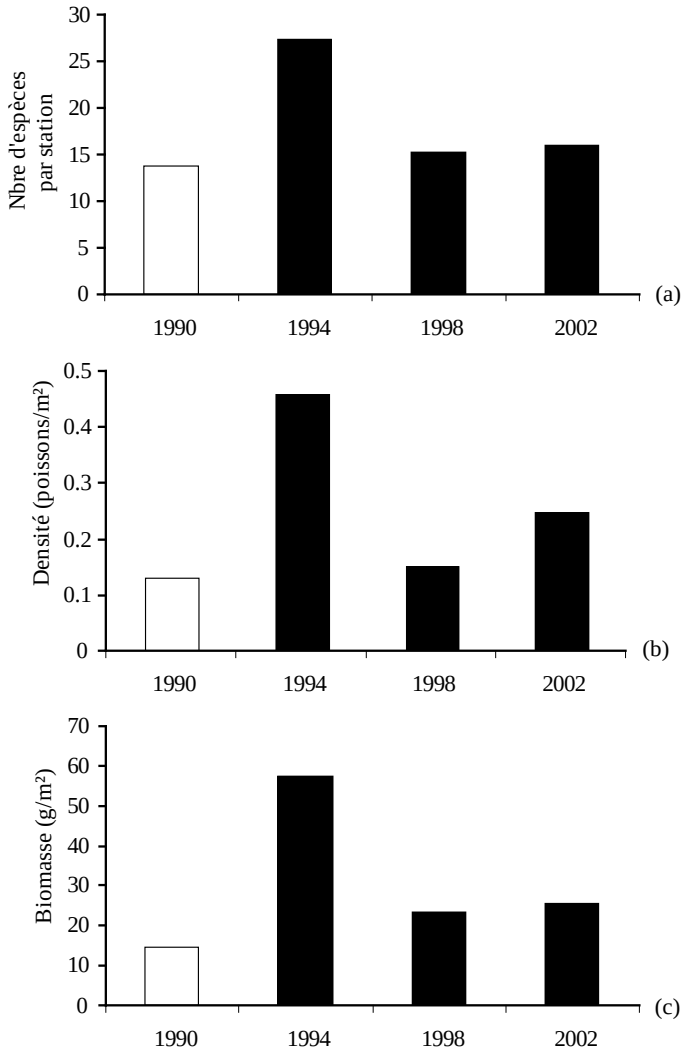


Fig. 5. Variation de la richesse spécifique par station (a), de la densité (b) et de la biomasse (c) des espèces commerciales dans la réserve de l'îlot Larégnère entre 1990 et 2002 (d'après Wantiez 2002).

2.2 Effets du cyclone Erica sur les peuplements de poissons coralliens et sur l'habitat de la zone d'étude

Le cyclone Erica a touché la zone d'étude le 14 mars 2003. Les impacts à court et moyen termes ont été étudiés par Wantiez et al. (2006).

Le cyclone Erica a eu un impact immédiat significatif sur les habitats des zones exposées aux vents les plus puissants. Le pourcentage de recouvrement des formes coralliennes fragiles (branchue, tubulaire et foliaire) a significativement diminué, impliquant une perte d'habitat brutale pour les communautés de poissons de la zone. La richesse spécifique totale, par station

et la biomasse des espèces commerciales ont diminué respectivement de 23%, 14% et 56% juste après le passage du cyclone. En revanche, la densité n'a pas varié significativement probablement en raison de l'afflux d'herbivores et de prédateurs divers dans la zone. La richesse spécifique totale, par station, la densité et la biomasse des Chaetodontidae ont diminué significativement après le passage du cyclone. Les assemblages d'espèces ont été modifiés au niveau des stations où il restait le moins de coraux vivants. L'impact à court terme le plus perceptible sur les poissons a été une modification comportementale liée à la modification de l'habitat. La perte d'abris a incité certaines espèces proies (*Chromis viridis*, *Dascyllus aruanus*, etc.) à se regrouper en bancs inhabituels de grande taille, attirant ainsi des prédateurs dans ces zones (Chateau & Le Mouellic obs. pers.).

Vingt mois après le passage du cyclone Erica, l'habitat n'avait pas récupéré. Les colonies coralliennes cassées étaient mortes et ont été colonisées par des algues. La richesse spécifique, la densité et la biomasse étaient significativement plus faibles qu'avant ou juste après le passage du cyclone. La même tendance est observée pour toutes les principales familles étudiées sauf pour les Acanthuridae. Des assemblages d'espèces différents ont été observés sur les stations. Les herbivores et les prédateurs de macro-invertébrés benthiques, généralement associés aux débris coralliens, ont remplacé les espèces associées aux coraux vivants qui caractérisaient les assemblages avant le passage du cyclone.

2.3 Comparaison de la structure des communautés de poissons coralliens entre la réserve de l'îlot Larégnère et deux récifs non protégés adjacents

Un état des peuplements a été réalisé sur les trois récifs étudiés après le passage du Cyclone (Chateau & Wantiez 2005). Les indices de densité et de biomasse présentés ci-dessous ne doivent pas être comparés à ceux des autres parties de ce chapitre car les méthodes (technique de comptage, nombre de stations échantillonnées) et les algorithmes de calculs utilisés sont différents (cf. Chateau & Wantiez 2005 pour détails).

La comparaison des indices globaux confirme les effets attendus des mesures de protection pour les espèces de poissons commercialisées en Nouvelle-Calédonie. Les valeurs ont été significativement plus importantes dans la réserve que sur les deux récifs non protégés, soit respectivement +15% et +28% pour la richesse spécifique, +65% et +107% pour la densité et +94% et +158% pour la biomasse (Fig. 6).

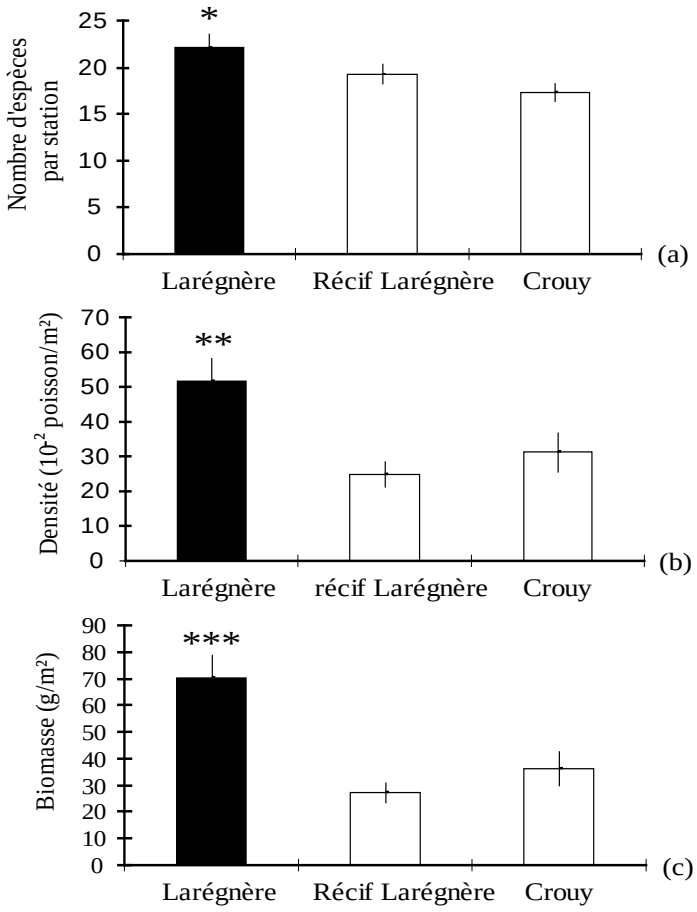


Fig. 6. Richesse spécifique par station (a), densité (b) et biomasse moyennes (c) par îlot pour les espèces commerciales (moins les juvéniles de Scaridae) (Chateau & Wantiez 2005).

Les valeurs ont été comparées par une Anova suivie d'un test a posteriori de Tukey en cas de différences significatives. * : significatif ($0.05 \geq p > 0.01$) ; ** : très significatif ($0.01 \geq p > 0.001$) ; *** : hautement significatif ($p \leq 0.001$). Les valeurs sont données ± l'erreur standard à la moyenne.

La même tendance a été observée au niveau des principales familles commerciales (Serranidae, Siganidae, Acanthuridae commerciaux et Labridae commerciaux). *Plectropomus leopardus,* un des Serranidae les plus recherchés, a présenté une densité et une biomasse respectivement 2 et 3.2 fois plus importantes dans la réserve que dans les zones non protégées. En revanche, les effets de protection sont plus nuancés en ce qui concerne les Scaridae, pour lesquels seules quelques espèces à forte valeur ajoutée, dont *Chlorurus microrhinos,* ont une biomasse plus importante dans la réserve.

L'analyse de la structure des peuplements a révélé l'existence de 3 assemblages de poissons qui s'avèrent n'être que partiellement liés aux caractéristiques du substrat (voir Chateau &

Wantiez 2005 pour plus de précisions). Le premier assemblage regroupe des stations touchées par le cyclone qui présentaient de fortes valeurs de densité et de biomasse. Ces stations étaient caractérisées par la présence d'espèces piscivores ou carnivores benthiques (Serranidae, Carangidae), d'herbivores grégaires (Acanthuridae) et de bancs importants de bioérodeurs (Scaridae). Le cyclone n'ayant affecté qu'une partie du récif (cf. § 2.2 de ce chapitre), les fortes valeurs de densité et de biomasse ont été expliquées par une réponse comportementale des poissons à la modification de l'habitat. La destruction des abris occasionnée par le passage du cyclone a probablement exposé certaines espèces à une prédation plus importante qui aurait incité leur regroupement en bancs massifs inhabituels et l'augmentation des densités locales de prédateurs.

Le deuxième assemblage regroupe pour moitié des stations de la réserve peu affectées par le cyclone. Il présente des peuplements riches et diversifiés, caractérisés par une dominance en espèces commerciales, herbivores, carnivores benthiques ou piscivores. Les facteurs qui structurent les peuplements de ce groupe semblent être le statut et l'habitat, notamment la présence de corail vivant et d'alcyonaires. Les stations non protégées de cet assemblage présentent des caractéristiques similaires mais néanmoins des indices globaux plus faibles que les stations en réserve.

Le dernier assemblage regroupe des stations non protégées. Il est subdivisé en deux sous-groupes. Le premier, principalement composé de stations du récif Larégnère est caractérisé par des espèces consommées dans le Pacifique mais non commercialisées en Nouvelle-Calédonie (espèces peu recherchées ou ciguatoxiques). Le deuxième sous-groupe est essentiellement composé de stations du récif Crouy caractérisées par des espèces prédatrices d'invertébrés benthiques et par une dominance des débris et des algues au niveau de leur substrat. En 2003, la structure des peuplements de poissons du récif Crouy était intermédiaire entre la structure des peuplements de la réserve (îlot Larégnère) et celle observée au Récif Larégnère.

2.4 Etat des peuplements dans la zone d'étude en 2006

Ce chapitre présente les données les plus récentes pour la réserve de l'îlot Larégnère. Elles proviennent de la campagne d'échantillonnage effectuée par Wantiez (2006) dans le cadre du programme de suivi des réserves marines du Parc du Lagon Sud.

La richesse spécifique par station et la biomasse moyenne des espèces commerciales ont fortement augmenté entre 2002 et 2006 (respectivement + 113% et + 154% par rapport à 2002) jusqu'à dépasser les valeurs obtenues en 1994 (Fig. 7).

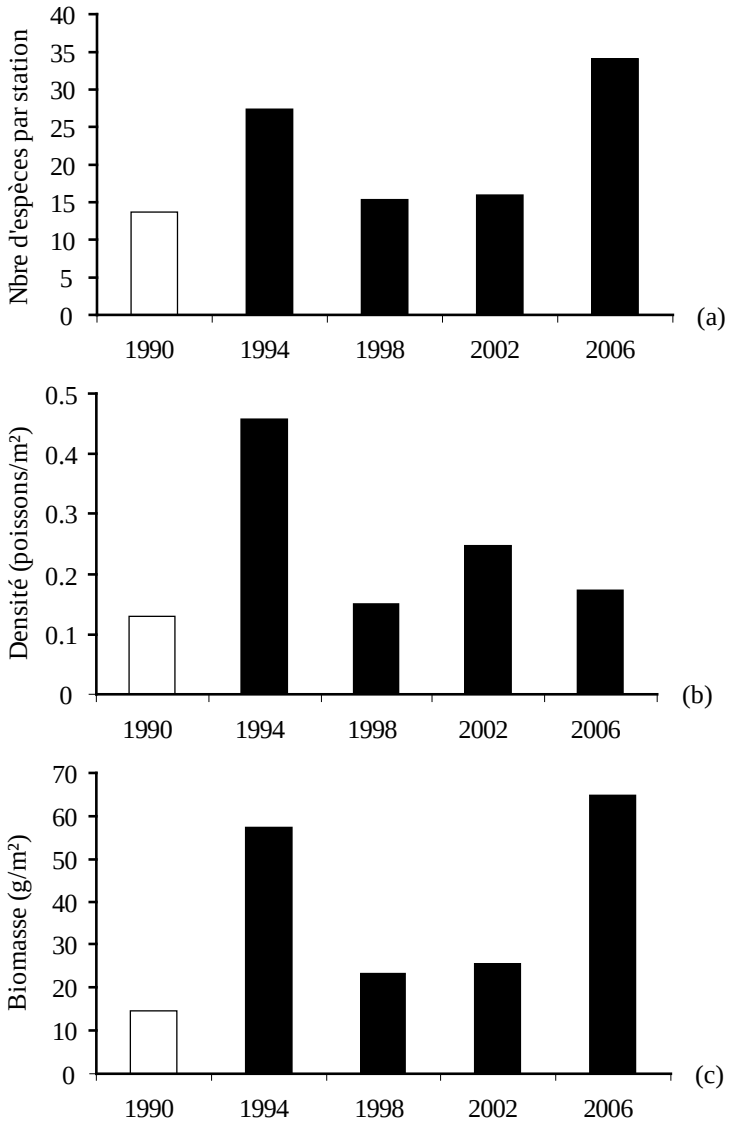


Fig. 7. Variation de la richesse spécifique par station (a), de la densité (b) et de la biomasse (c) des espèces commerciales dans la réserve de l'îlot Larégnère entre 1990 et 2006 (d'après Wantiez 2006).

En revanche, la densité moyenne a diminuée de 30% par rapport à celle observée en 2002 (Fig. 7). Selon Wantiez (2006), ces variations pourraient être liées au fait qu'une des trois stations échantillonnées a été fortement touchée par le cyclone (30 fois moins de corail vivant et 10 fois plus de débris coralliens).

Les densités étaient inférieures à celles de 2002 pour quelques familles fortement liées à l'écosystème corallien (Chaetodontidae, Serranidae et Scaridae). En revanche, la biomasse des Acanthuridae, des Scaridae et des Labridae a augmenté de 99% à 575% par rapport aux données de 2002. Ces résultats confirment les observations de Wantiez et al. (2006) réalisées 20 mois après le passage d'Erica sur la zone d'étude et indiquent que les changements de peuplements induits par la modification des caractéristiques de l'habitat sur les stations les plus exposées au cyclone se sont maintenus de 2003 à 2006.

3 Objectifs de la thèse

Les données acquises à ce jour dans la zone d'étude ont permis de décrire avec précision les variations spatio-temporelles de la structure des communautés depuis la création de la réserve. L'ichtyofaune commerciale a montré une réponse positive aux mesures de protection (Wantiez et al. 1997, Chateau & Wantiez 2005). De plus, la densité moyenne des espèces commerciales sur le récif Larégnère et le récif Crouy était plus importante en 2003 qu'à Larégnère en 1990, au moment de la mise en œuvre de moyens de protection (Fig. 8).

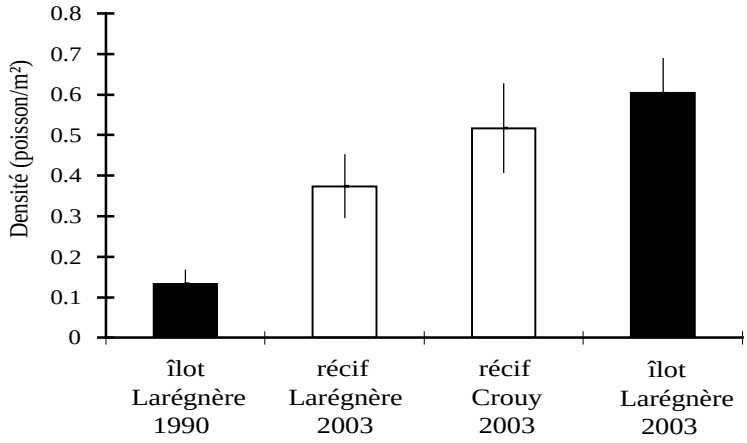


Fig. 8. Densité moyenne des espèces commerciales pour les trois récifs étudiés et dans la réserve avant la mise en œuvre des moyens de protection. Les valeurs sont données ± l'erreur standard à la moyenne (Chateau & Wantiez 2005).

Chateau & Wantiez (2005) avaient formulé l'hypothèse que ces variations pourraient être dues à des interactions significatives entre la réserve et la zone non protégée, notamment à une exportation de biomasse vers la zone pêchée. En revanche, une diminution régulière de la densité des peuplements commerciaux a été observée dans la réserve depuis 1994 malgré le

maintien de valeurs légèrement supérieures à celles observées avant la mise en place des mesures de protection (Wantiez 2006) (Fig. 7).

De plus, la réponse à la protection est variable entre les espèces (données extraites de Chateau & Wantiez 2005). Par exemple, la densité moyenne de *P. leopardus* a montré des différences significatives entre les récifs (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.01$). La densité était significativement plus importante dans la réserve que sur les deux récifs non protégés adjacents (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.05$) (Fig. 9). La même tendance a été observée pour *C. microrhinos* (test de Kruskal-Wallis $p = 0.07$) (Fig. 9). En revanche, la densité moyenne de *E. maculatus* et de *S. ghobban* n'ont pas montré de différences significatives entre les 3 récifs (test de Kruskal-Wallis, $p > 0.05$) (Fig. 9).

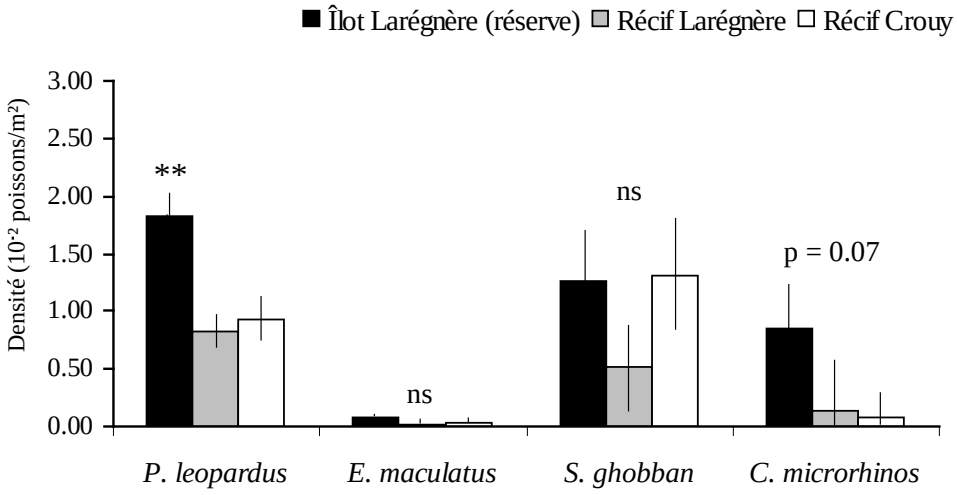


Fig. 9. Densité moyenne de quatre espèces de poissons sur les 3 récifs de la zone d'étude. Les valeurs sont données ± l'erreur standard à la moyenne (d'après Chateau & Wantiez 2005).

Les valeurs ont été comparées par un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test *a posteriori* de Steel-Dwass en cas de différences significatives. ns : non significatif ($p > 0.05$), ** : très significatif ($0.01 \geq p > 0.001$).

Chapman & Kramer (1999, 2000) ont montré que le mouvement d'individus à travers les frontières d'une réserve pouvait affecter l'abondance et la distribution des poissons à l'intérieur et à l'extérieur de la zone protégée. Ce phénomène conditionnerait donc la capacité des réserves à protéger les populations et à ensemencer les pêcheries environnantes. Les résultats accumulés dans la zone d'étude amenaient donc deux questions :

- Existe-t-il des interactions entre les trois structures récifales de la zone ? La nette émigration d'individus depuis la réserve vers la zone pêchée pourrait par exemple

expliquer le niveau des peuplements observé sur le récif Larégnère et le récif Crouy (Fig. 8).

- La réserve de l'îlot Larégnère a-t-elle une taille et une forme appropriée à la protection des populations de poissons de la zone ? Un dimensionnement approprié et une protection effective devraient impliquer une augmentation significative et pérenne des densités et des biomasses au sein de la réserve. De même, un dimensionnement optimal devrait permettre une exportation d'individus adultes suffisante pour réapprovisionner les zones pêchées adjacentes sans diminuer le niveau des peuplements dans la réserve (Russ 2002, Halpern & Warner 2003).

Dans ce contexte, ce travail de thèse a eu pour objectif de décrire les patterns de déplacement de 4 espèces de poissons coralliens dans un habitat corallien fragmenté pour étudier le fonctionnement de la réserve de l'îlot Larégnère et d'évaluer les conséquences de ces résultats sur le placement et le dimensionnement des réserves marines du Parc du Lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie. Deux niveaux d'étude sont présentés dans ce document. Le premier a pour objectif d'évaluer la connectivité et de décrire les patterns de déplacements entre les trois récifs de la zone. Le deuxième a pour objectif d'étudier, à une échelle spatiale plus fine, les mouvements des poissons dans la réserve.

MATERIEL ET METHODES

1 Méthodes d'étude des mouvements de poissons en milieu naturel

1.1 Généralités

L'étude du déplacement des poissons dans leur environnement nécessite une reconnaissance individuelle des différents spécimens étudiés. Ce besoin a conduit à l'utilisation de différents types de marques. Les poissons peuvent être identifiés d'après leurs particularités anatomiques (blessures, anomalie de la pigmentation, etc.) (Samoilys 1997a, Thorsteinsson 2002), par la présence de parasites (Mosquera et al. 2000) ou par la présence de marques artificielles leur ayant été préalablement implantées. Différents types de marques artificielles ont été utilisés chez les poissons (Thorsteinsson 2002) :

- les marques externes traditionnelles (spaghettis, marques Carlin, « T-Bar anchor Tags », « Dart Tags », disques de Petersen, « Strap » operculaires, etc.) (Ogden & Buckman 1973, Davies 1995, Verweij & Nagelkerken 2007),
- les marques externes réalisées par mutilation (Samoilys 1997a, Lukey et al. 2006)
- les marques internes traditionnelles (Magnetic Body Catity Tags, Coded Wire Tags, etc.) ou semi électroniques (PIT Tags) (Holm et al 2007, Verweij & Nagelkerken 2007, Verweij et al. 2007),
- les marques internes visibles extérieurement (implant en plastique, en silicone ou en élastomère) (Frederick 1997, Willis & Babcock 1998),
- les marques électroniques (Zeller 1997, 1998, 1999, O'Dor et al. 1998, 2001, Meyer et al. 2007a, 2007b, Bellquist et al 2008, Le Port et al. 2008).

Chaque type de marques présente des avantages et des inconvénients. Le choix dépend des objectifs de l'expérience, du budget disponible, des moyens techniques mis en oeuvre, du nombre d'individus à marquer, de l'espèce et des classes de taille étudiées.

Les marques externes (Fig. 10) sont directement attachées sur le corps du poisson. Leur utilisation est la plus ancienne technique de marquage répertoriée et reste toujours la plus utilisée à l'heure actuelle. Facilement repérables, l'identification de ces marques ne nécessite pas d'équipement ou de connaissances particulières. Elles sont faciles d'emploi, rapides à implanter, utilisables sur une grande variété d'espèces et sur une grande gamme de taille (Thorsteinsson 2002). Elles sont numérotées pour permettre l'identification de chaque poisson

et possèdent généralement une partie imprimable indiquant les cordonnées des expérimentateurs. Relativement bon marché, ce type de marque permet la mise en place de programmes à grande échelle, à moindre coût. Cependant, Thorsteinsson (2002) indique de nombreux inconvénients liés à leur utilisation. Les informations obtenues sont limitées à l'identification du poisson, son lieu de recapture et son origine. De plus, la présence de la marque peut engendrer des infections qui vont perturber la croissance, la santé et la survie de l'individu marqué (Thorsteinsson 2002). Enfin, le taux de perte est important et le taux de recapture généralement faible (ex. 9.6% Davies 1995, 5.9% à 20.7% Griffiths & Wilke 2002). Il dépend du type de marque utilisé, du comportement de l'espèce étudiée et du niveau d'expérience des personnes qui ont réalisé le marquage (Thorsteinsson 2002). Certains auteurs ont également observé la colonisation des marques externe par divers organismes (algues, mollusques, hydrozoaires, etc.). Ce phénomène peut augmenter significativement leur poids et leur encombrement et donc diminuer leur taux de rétention ou affecter la locomotion du poisson (Thorsteinsson 2002).

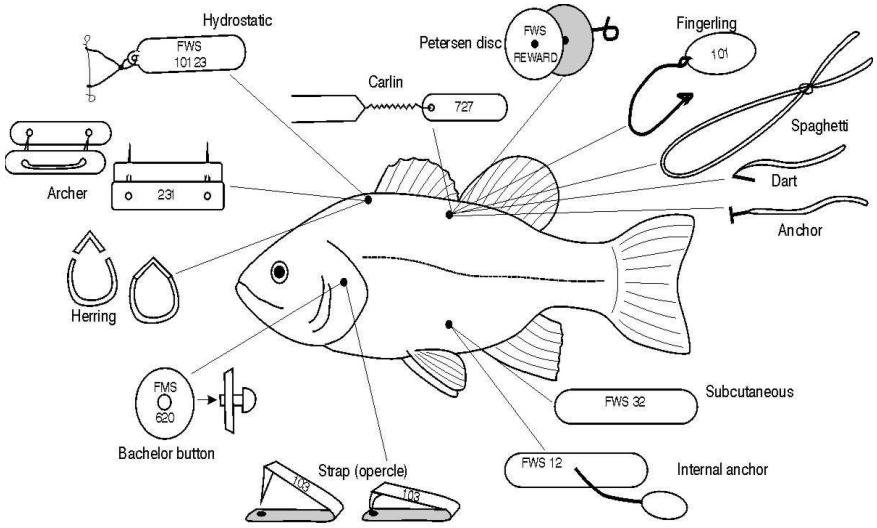


Fig. 10. Différents types de marques externes et sites d'implantations sur les poissons (d'après McFarlane 1990 *in* Thorsteinsson 2002).

Certaines études indiquent que les poissons peuvent être marqués par la légère mutilation d'une partie de leur corps (utilisation d'azote liquide, coupure d'une portion de nageoire, etc.) (Samoilys 1997a, Thorsteinsson 2002, Lukey et al 2006). Les principaux avantages de ces marquages sont d'être gratuits, simples et rapides à réaliser. Thorsteinsson (2002) explique qu'ils ont peu d'effets sur la croissance, la santé ou le comportement des individus. En revanche, ce type de marque offre un nombre réduit de codes possibles. De plus, les individus marqués ne sont pas forcément identifiables par des personnes non averties ce qui limite les

chances de recapture et donc la mise en place d'étude à grande échelle. Enfin, leur détérioration avec le temps contre-indique leur utilisation pour des suivis à long terme.

Les marques internes traditionnelles sont insérées ou injectées dans le poisson (cavité générale, muscles ou cartilage). Cette catégorie inclue de petits tubes en plastique ou en verre, de petites pièces magnétisées en acier inoxydable et des marques semi-électroniques qui transmettent leur information quand un courant électrique est induit (PIT tags). Ces marques ont un impact très limité sur la croissance ou la santé de l'individu et possèdent un taux de rétention important (Thorsteinsson 2002). Cependant, certains modèles nécessitent le sacrifice du poisson pour son identification (Thorsteinsson 2002). Avec l'équipement approprié, le marquage peut être réalisé de manière automatique (ou semi-automatique) ce qui permet un fort rendement avec une manipulation minimale des individus. Ces marques sont généralement utilisées dans l'industrie ou en aquaculture car leur lecture nécessite un appareillage important et coûteux, qui limite les zones de détection à des passages étroits, aux travers desquels sont guidés les poissons (Thorsteinsson 2002).

Les marques internes visibles extérieurement sont de petits éléments de matériaux biocompatibles (ex. élastomère fluorescent) qui vont être injectés sous la peau à des endroits où ils seront alors visibles de l'extérieur. Les espaces entre les rayons des nageoires ainsi que la plupart des tissus translucides sont marquables s'ils ne sont pas associés à des orifices extérieurs (NMT[2] com. pers.). Ces marques combinent les avantages des marques externes avec ceux des marques internes, à savoir un faible coût, un bon taux de rétention, une facilité d'utilisation et une identification simple ne nécessitant pas le sacrifice des individus. De plus cette technique permet de marquer rapidement un grand nombre de poissons, de couvrir une large gamme de taille et d'individualiser des groupes ou des individus par l'utilisation de plusieurs couleurs et plusieurs sites d'implantations différents (Frederik 1997). En revanche, la très petite taille des marques les rend peu détectables pour des personnes non averties (Thorsteinsson 2002).

Les récentes avancées technologiques ont permis le développement d'une grande variété de marques électroniques (émetteur acoustique, émetteur radio, balises Argos, etc.). Ces marques ont la capacité d'émettre un signal à des intervalles réguliers et/ou d'enregistrer certains paramètres physiques (pression, température, vitesse de nage) ou physiologiques (rythme

[2] Northwest Marine Technology - Box 427-Ben Nevis Rd, Shaw Island, Washington 98286, USA. www.nmt.us

cardiaque, rythme respiratoire). Le suivi des individus est réalisé par des récepteurs spécifiques (hydrophone directionnel embarqué, hydrophone omnidirectionnel fixe ou mobile, satellite). Certains modèles permettent la géo-location des individus marqués. Leur implantation est externe ou interne. Un détail des différentes catégories de marques électroniques est présenté dans Thorsteinsson (2002). Le champ d'application de cette technologie est vaste, notamment :

- l'étude du comportement des poissons en relation avec certaines activités anthropiques (pêche, tourisme, aquaculture, mise en place de réserves marines ou de récifs artificiels, etc.) (Parsons et al. 2003, Egli & Babcock 2004, Meyer et al. 2007a, 2007b),
- l'écologie comportementale (rythme d'activité, reproduction, typologie de déplacement, utilisation de l'habitat, taille de l'aire de vie, territorialité, etc.) (Zeller 1997, 1998, 2002, Parsons et al. 2003, Meyer & Holland 2005, Jadot et al. 2002, 2006, Afonso et al. 2008a),
- l'étude des migrations (Thorstad et al. 2004),
- l'étude des interactions inter et intraspécifique (Ohta & Kakuma 2005, Afonso et al. 2008a)

Thorsteinsson (2002) et Heupel et al. (2006) indiquent cependant quelques inconvénients liés à leur utilisation, notamment :

- un prix élevé qui limite le nombre d'individus étudiés,
- une taille et un poids plus important que les marques traditionnelles,
- un protocole de marquage délicat et lourd à mettre en place,
- un manque d'informations concernant leur impact sur le comportement et la physiologie des poissons,
- un manque de standardisation dans leur utilisation et dans l'analyse des données obtenues.

1.2 Matériel de suivi sélectionné dans le cadre de la thèse

Le matériel sélectionné associe des émetteurs acoustiques et des hydrophones omnidirectionnels qui ont été installés de façon permanente dans la zone d'étude. Les marques choisies ont la propriété d'émettre un signal de façon discontinue ce qui leur permet une plus grande durée de fonctionnement et autorise la mise en place de suivi à plus long terme (> 1 an). Simples d'utilisation et relativement économiques, les hydrophones sont généralement installés en réseau et permettent d'enregistrer en continu les signaux émis par

les marques quand celles-ci se situent dans leur champ de détection. L'emploi de ce matériel est conseillé dans des expériences ayant pour objectif l'étude des migrations, l'évaluation du taux de transfert entre habitats ou le degré d'attachement à un site particulier (Heupel et al. 2006).

1.2.1 Marques acoustiques

Les émetteurs acoustiques utilisés sont les modèles V8SC-6L « coded pinger » (Vemco Ltd.) pour l'étude pilote et V9-2L « coded pinger » (Vemco Ltd.) pour l'expérience principale (Tab. 3). Le modèle V9 remplace aujourd'hui le modèle V8SC. Le signal émit par chaque marque est spécifique et permet ainsi leur identification. Chaque marque émet aléatoirement dans un intervalle de temps prédéfinit par le constructeur. Cela permet d'éviter les collisions et donc des pertes de données lorsque plusieurs marques de même fréquence sont utilisées simultanément. Leur durée de fonctionnement varie avec la capacité de la batterie (type de marque), la puissance du signal émit et le délai d'émission programmé (Tab. 3). Ce délai a été choisi avec l'aide du constructeur, en fonction des espèces étudiées (taille, habitat potentiellement fréquentés, vitesse de nage et mobilité supposées, etc.) et des paramètres environnementaux de la zone (type de substrat, géomorphologie, hydrodynamisme, etc.).

Tab. 3. Caractéristiques des marques acoustiques utilisées dans l'étude pilote (V8SC-6L) et dans l'expérience principale de la thèse (V9-2L).

Modèle	Longueur (mm)	Diamètre (mm)	Poids dans l'eau (g)	Délais d'émission (s)	Puissance (dB)	Durée de fonctionnement (j)
V8SC-6L	20	9	2	60-180	139	229
V9-2L	28	9	2.8	40-120	139	375

1.2.2 Hydrophones

Des hydrophones omnidirectionnels VR2 (Vemco Ltd.) ont été utilisés pour recevoir et enregistrer les signaux émis par les marques (Fig. 11). Quand une marque émet dans le rayon de réception d'un hydrophone, celui-ci enregistre son numéro identifiant, la date et l'heure de la détection. Les hydrophones peuvent stocker environ 300 000 détections valides. Ils sont alimentés par des batteries au lithium (Tadiran TL-5930/F) qui autorisent leur fonctionnement pendant une durée d'au moins 15 mois (données constructeur).

Le système d'ancrage construit pour maintenir les hydrophones sur le substrat est constitué d'un tube PVC solidaire d'un socle de béton coulé dans un pneu (Fig. 11). L'hydrophone est placé dans le tube auquel il est fixé par une tige en inox boulonnée (Fig. 11). Les hydrophones ainsi placés sont positionnés vers le haut, entre 80 cm et 100 cm du fond. Contrairement à d'autres dispositifs d'ancrage, ce système garantit une qualité de détection constante car il évite le mouvement de l'hydrophone avec la marée, les vagues et les courants (hors conditions météorologiques sévères) (Heupel et al. 2006). Les socles des hydrophones ont été installés par des plongeurs sur des points précis d'un réseau défini grâce à l'utilisation combinée d'ArcGis® et d'une image satellite géoréférencée (Quickbird).



Fig. 11. Hydrophone VR2 (a), système d'ancrage sur le substrat (b) et schéma du dispositif monté (c).

1.2.3 Test des modalités de réception du signal par les hydrophones

Les modalités de réception du signal dans la zone d'étude doivent être connues avec précision pour permettre l'installation optimale des hydrophones et l'analyse précise des données recueillies. Le taux de réception des signaux varie avec la position des hydrophones dans la colonne d'eau, la géomorphologie du site (présence d'obstacles entre la marque et le récepteur), les conditions environnementales (hydrodynamisme, profondeur, salinité), les autres sources sonores existantes dans le milieu (biologiques, anthropiques) et le comportement des espèces étudiées (pélagique, benthique, cryptique, sédentaire, transiente, etc.) (Heupel et al. 2005, 2006).

Une première série de tests a été réalisée lors de la mise en place de l'étude pilote dans le but de déterminer la distance de réception du signal par les hydrophones (Fig. 12a) et les modalités de réception dans les différents substrats rencontrés dans la zone d'étude (herbiers, fonds meubles, coraux de différentes natures, anfractuosités du récif, zone sableuse avec des pâtés coralliens isolés, etc.) (Fig. 12b). La distance de réception a été testée selon le protocole proposé par Vemco (2004) (Fig. 12a). Plusieurs marques ont été immergées (10 min) tous les

50 m, jusqu'à une distance de 700 m de l'hydrophone. Ces tests ont été réalisés à 2 profondeurs (1 m et 3 m du fond) et sous différentes conditions d'agitation de la mer (vitesse du vent comprise entre 0 nd et 20 nds). L'impact du substrat a été évalué en déplaçant une marque dans les différents habitats et en étudiant le taux de réception du signal par un hydrophone.

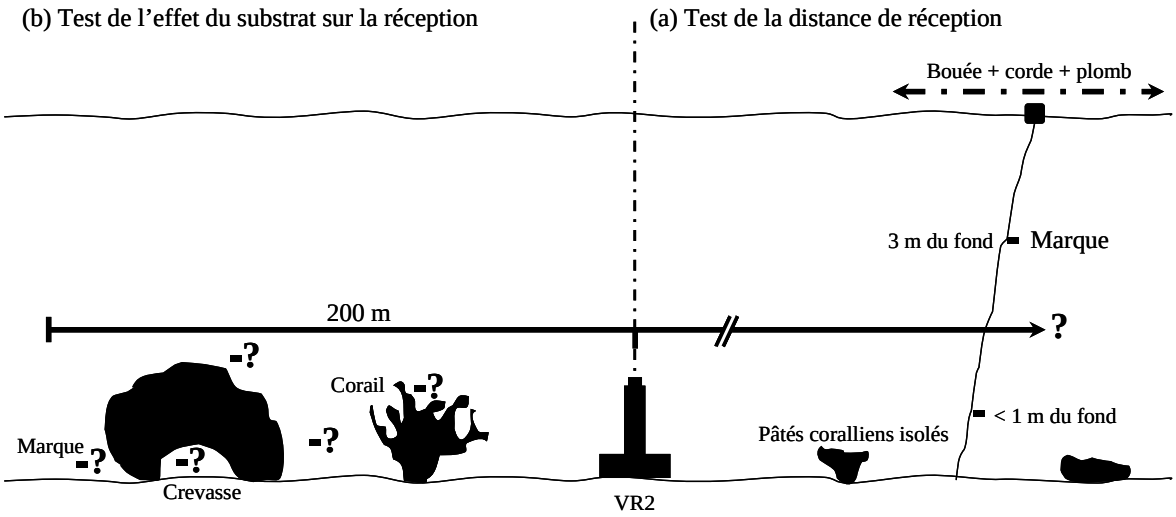


Fig. 12. Représentation schématique des tests effectués lors de la mise en place de l'étude pilote. VR2 : hydrophone sur son socle.

Les tests réalisés *in situ* montrent que la totalité des signaux émis par les marques ont été détectés dans un rayon de 200 m. A cette distance, le nombre moyen de détections reçu par l'hydrophone n'a pas varié significativement avec le niveau d'agitation de la mer (Anova, $p > 0.05$). Jusqu'à 200 m, le nombre moyen de détections reçu par l'hydrophone n'a pas varié significativement avec la profondeur à laquelle était installée la marque, si aucun obstacle n'était placé entre elle et l'hydrophone (test t, $p > 0.05$). En revanche, aucun signal n'a été enregistré par l'hydrophone au-delà de 200 m, quand la marque était placée à moins d'1 m du fond. Quelques signaux (< 7%) ont été détectés entre 200 m et 500 m quand la marque était placée 3 m au dessus du fond et que la mer était calme. La distance de réception mesurée lors de ces tests (200 m) est équivalente à celle indiquée par Taquet (2003) à la Réunion, Kawabata et al. (2007) au Japon et Gaspar et al. (2008) en Polynésie française (même matériel utilisé). Aucun signal n'a été détecté quand la marque était dans une anfractuosité du récif ou derrière un massif corallien important. Une détection intermittente a été observée lorsque le plongeur évoluait dans un champ de pâtés coralliens. Cette observation suggère qu'un poisson

évoluant entre les coraux est moins détecté qu'un individu en pleine eau, dans un herbier ou sur un fond de sable.

L'emplacement des hydrophones pour l'expérience principale de la thèse a été déterminé en utilisant une image satellite géoréférencée (Quickbird) et en se basant sur la distance de réception déterminée pour l'étude pilote (200 m). Après l'installation du réseau, une deuxième série de tests a été réalisée pour estimer la qualité de la réception sur l'ensemble des récifs étudiés. Des marques ont été immergées (10 min) tous les 50 m à la limite platier/haut du tombant (à moins d'1 m du substrat) sur toute la zone couverte théoriquement par les hydrophones (151 points) (Fig. 13a). De plus, la distance de réception et l'impact du substrat ont de nouveau été estimés selon le même protocole que celui utilisé pour l'étude pilote (Fig. 13b, c).

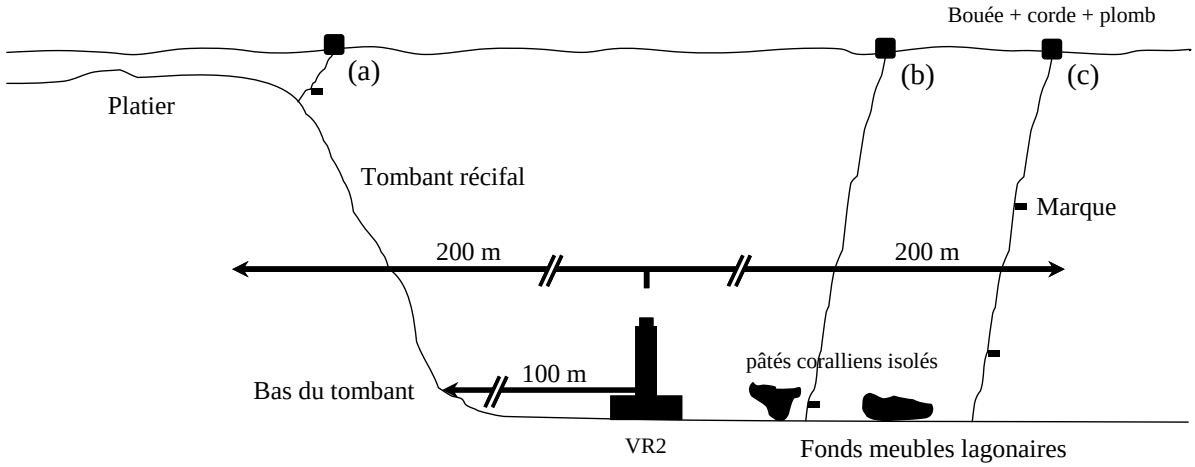


Fig. 13. Représentation schématique des tests effectués lors de la mise en place de l'expérience principale.
VR2 : hydrophone sur son socle placé à 100 m du bas du tombant récifal. (a) : test de réception sur le récif, (b) test de réception sur les différents substrats, (c) test de réception à deux profondeurs (1 m et 3 m du substrat).

La figure suivante montre un exemple représentatif de résultats obtenus sur une portion de récif couverte par 3 hydrophones (H1, H2 et H3) (Fig. 14). Dix-sept tests ont été réalisés sur cette zone et les résultats (nombre de détections reçues par les différents hydrophones) sont représentés au niveau de chaque point (Fig. 14). D'une manière plus générale (ensemble des 151 sites testés), les signaux émis sur 95% des sites ont été détectés par au moins un des hydrophones de la zone. Quand les signaux ont été détectés, 80% d'entre eux ont été enregistrés uniquement par l'hydrophone le plus proche du site testé. Sur 20% des sites, les signaux ont été détectés par plusieurs hydrophones (2 ou 3). Quand les signaux ont été

détectés par plusieurs hydrophones, le nombre de détections enregistrées par l'hydrophone le plus proche a toujours été supérieur (cf. exemple Fig. 14). Quand la marque était installée au niveau de l'intersection des champs de détection de deux VR2, au moins un des deux hydrophones a enregistré les signaux émis par la marque.

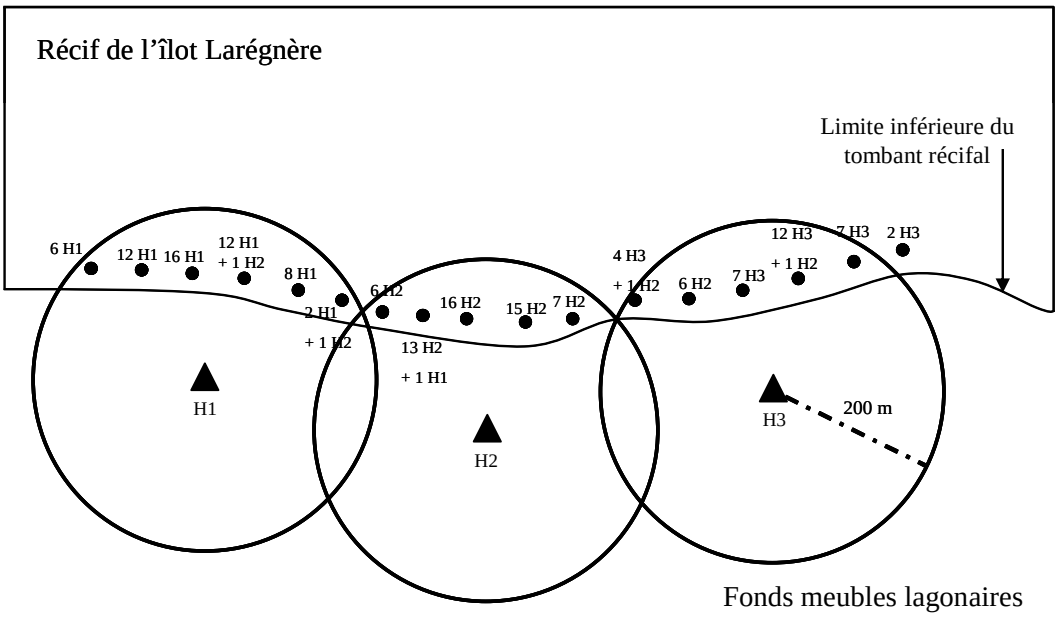


Fig. 14. Exemple de résultats obtenus lors des tests de réception sur le récif de l'îlot Larégnère.

Les points indiquent l'emplacement de la marque sur le haut du tombant. H1-H3 indiquent la position de 3 hydrophones. Les cercles délimitent la zone de détection de chaque hydrophone. « 12H3 + 1H2 » indique par exemple qu'en ce point l'hydrophone H3 a enregistré 12 signaux émis par la marque en 10 min et que l'hydrophone H2 n'en a enregistré qu'un seul.

Pour conclure, ces résultats suggèrent une bonne détection des signaux émis par les marques sur l'ensemble de la zone d'étude. Ces tests montrent également qu'une faible proportion de signaux peut être détectée à plus de 200 m et que ce paramètre doit être pris en compte lors de l'analyse des données. Généralement, la réception d'un même signal sur plusieurs hydrophones est quasiment simultanée et peut donc être facilement repérée lors du traitement des données.

1.2.4 Téléchargement des données

Le téléchargement des données a été réalisé tous les mois pendant l'étude pilote et tous les 2 à 3 mois pendant l'expérience principale. Cette étape nécessite la récupération des hydrophones par un plongeur, puis leur réinstallation sur le site après le téléchargement. Les données enregistrées par les hydrophones ont été téléchargées sur un ordinateur portable grâce à une

interface VR-PC (Fig. 15). Avant leur réinstallation, les hydrophones sont réinitialisés puis nettoyés afin de limiter le développement d'organismes fixés (algues, mollusques, cnidaires, crinoïdes, etc.) qui pourraient diminuer la qualité de réception des signaux (Fig. 15).

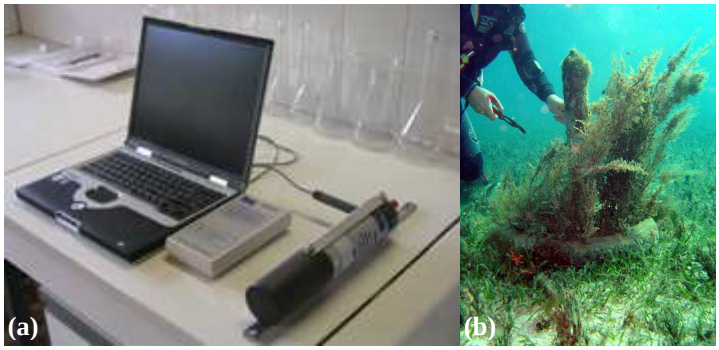


Fig. 15. Interface VR-PC et dispositif de récolte des données (a). Vue sous-marine d'un hydrophone sur son socle 2 mois après son installation (remarquer le développement important d'organismes fixés) (b) (photo : M. Imirizaldu 2007).

2 Choix des espèces cibles

Le prix élevé des marques (environ 270 euros soit près de 32 000 f cfp) a limité le nombre d'individus pouvant être étudiés dans le cadre de ce programme ($n \leq 10$ pour l'étude pilote et $n \leq 50$ pour l'étude principale). L'approche exploratoire de ce travail ainsi que certaines incertitudes liées à la méthodologie utilisée, ont motivé le choix d'étudier plusieurs espèces même si cela impliquait de réduire le nombre d'individus étudiés par espèce. Ce choix a été motivé par le fait que certaines caractéristiques spécifiques méconnues (mobilité, place dans la colonne d'eau, habitats fréquentés) pouvaient limiter la détectabilité d'une espèce et fournir un nombre insuffisant de données exploitables. De plus, certains auteurs suggéraient des variations spécifiques de la sensibilité au protocole de marquage ce qui rendait risqué le marquage d'une seule espèce (Thorsteinsson 2002, Potin & Devaharne 2003).

Un Lethrinidae (*Lethrinus nebulosus*, Forsskål 1775) a été choisi pour tester le matériel dans le cadre de l'étude pilote. L'observation systématique de cette espèce sous les bateaux dans la zone de mouillage de la réserve laissait penser que la fréquentation de l'îlot par les plaisanciers sédentarisait certains individus et permettrait donc d'obtenir une quantité de données suffisante pour tester le matériel. Un autre Lethrinidae (*Gymnocranius* sp.[3]) a été

[3] Espèce non décrite, rapportée par certains auteurs sous le nom de *Gymnocranius lethrinoides* (non Bleeker 1850) (Fricke & Kulbicki 2006).

marqué dans le cadre de cette expérience. Un Labridae (*Cheilinus undulatus*, Rüppell 1835) a également été pêché dans la zone de mouillage lors de la mise en place de l'étude pilote. Ses très faibles densités naturelles (Sadovy et al. 2003), le manque de données disponibles et les difficultés liées à l'obtention d'informations sur le comportement de cette espèce emblématique et menacée ont motivé le suivi de cet unique spécimen.

Les espèces étudiées pour l'expérience principale devaient être exploitées en Nouvelle-Calédonie et dans le Pacifique, avoir une sensibilité variable aux mesures de protection et être fréquentes sur les trois récifs étudiés. La mobilité (supposée) a été un critère important dans le choix. Les espèces choisies devaient également présenter un large éventail de caractéristiques trophiques, écologiques et éthologiques. D'autres critères, secondaires, ont également été pris en compte comme leur attachement supposé au récif, leur facilité de capture et de maintien en captivité, leur résistance au marquage ou encore l'existence de données bibliographiques les concernant. Les tests réalisés pendant l'élaboration du projet de thèse (Chateau 2004) ont permis de sélectionner 4 espèces : 2 Serranidae (*Epinephelus maculatus*, Bloch 1790 et *Plectropomus leopardus*, Lacepède 1802) et 2 Scaridae (*Scarus ghobban*, Forsskål 1775 et *Chlorurus microrhinos*, Bleeker 1854). Les principales caractéristiques de ces espèces sont résumées dans le tableau ci-dessous (Tab. 4).

Tab. 4. Caractéristiques des espèces étudiées par suivi acoustique dans l'expérience principale de la thèse.

T_{max} : taille maximale (cm) ; Régime alimentaire : 1 piscivore, 2 carnivore benthique, 3 herbivore ; Mobilité supposée : 1 sédentaire 2 mobile 3 très mobile ; Grégarité : 1 solitaire, 2 petits groupes (d'après Carpenter & Niem 2001, Myers 1999, Lieske & Myers 2001, Kulbicki 2007). La sensibilité aux mesures de protection a été déterminée d'après Chateau & Wantiez (2005).

	T_{max}	Regime alimentaire	Mobilité supposée	Grégarité	Habitats fréquentés	Sensibilité à la protection
Epinephelus maculatus	60.5	2	1	1	Récifs, dalles	faible
Plectropomus leopardus	120	1	2	1	Récifs, dalles	forte
Scarus ghobban	90	3	3	2	Récifs lagonaires	moyenne
Chlorurus microrhinos	70	3	3	2	Récifs	forte

3 Capture, transport et conditionnement des poissons

Le marquage a nécessité la capture des individus et leur transport jusqu'aux bassins de l'Aquarium des Lagons (Nouméa) dans lesquels ils ont été conditionnés durant quelques jours.

3.1 Capture, manipulation et transport des poissons

Le choix des méthodes de capture était relativement délicat car les techniques utilisées devaient être sélectives, non destructives pour le milieu et permettre de garder les poissons dans le meilleur état sanitaire possible. La plupart des méthodes de capture ont pour conséquences l'abrasion de la peau (Thorsteinsson 2002, Barthel et al. 2003). La couche de mucus qui protège l'épiderme et les écailles est particulièrement fragile chez la plupart des espèces. Cette couche empêche le développement de champignons, de bactéries et limite les invasions virales. Toute atteinte à ce niveau peut donc favoriser le développement de pathogènes, et ce d'autant plus que le stress associé à la captivité peut conduire à une immunodéficience chez les spécimens manipulés (Thorsteinsson 2002, Frisch & Anderson 2005). Une lutte prolongée lors de la capture conduit le poisson à l'épuisement et provoque une production importante d'acide lactique au niveau de ses muscles. Lors d'un épuisement sévère, l'acide lactique gagne la circulation sanguine et provoque une acidose pouvant être létale (Thorsteinsson 2002). L'accumulation d'acide lactique va également induire une augmentation de la demande en oxygène qui doit être prise en compte lors du transport et des autres phases de la manipulation. Pour ces raisons, un poisson trop épuisé ou trop abîmé a été systématiquement relâché.

Lethrinus nebulosus, *Gymnocranius* sp. et *Cheilinus undulatus* ont été pêchés sur des fonds de moins de 6 m, de jour, avec une ligne à main traditionnelle appâtée avec un morceau de crevette. *Epinephelus maculatus* et *Plectropomus leopardus* ont été pêchés à la traîne sur des fonds de moins de 10 m, le matin ou en fin d'après midi, les jours sans vent. Des précautions ont été prises pour éviter les barotraumatismes lors de la remontée (pêche peu profonde, remontée lente). Les blessures causées lors de la capture ont donc généralement été limitées au niveau de la mâchoire et ont été minimisées par la suppression du barbet de l'hameçon.

Scarus ghobban et *Chlorurus microrhinos* passent généralement la nuit dans les anfractuosités du substrat (récif, dalle corallienne dégradée ou herbier) (Randall 2005). Ces espèces ont été capturées les nuits sans lune par deux plongeurs équipés d'épuisettes à très fines mailles (Barthel et al. 2003). Malgré son rendement élevé, cette technique n'a pas donné entière satisfaction car les poissons ont eu tendance à se blesser au contact de l'épuisette et/ou contre le substrat en essayant de fuir. Pendant leur remontée vers la surface, les poissons ont été maintenus fermement par le plongeur pour éviter qu'ils se débattent dans l'épuisette et

limiter ainsi l'abrasion de leurs nageoires et de leur épiderme. Le traitement prophylactique de la cuve de transport ainsi que l'application d'une pommade antiseptique cicatrisante sur les blessures (Lotagen®) semblent avoir favorisé la récupération des individus après la capture (Chateau obs. pers.).

La manipulation des poissons a été largement facilitée par l'emploi d'un sac en PVC opaque qui a permis (a) de ne pas toucher directement les poissons et (b) de les garder à l'abri de la lumière dans un volume d'eau minimum. Ce système, préconisé par Murray (2002), a facilité les manipulations post-capture, les transferts de bacs et la pêche pré-anesthésie.

Le transfert des poissons à l'aquarium a nécessité un transport en bateau depuis le site de pêche (45 min à 60 min), puis un court trajet en voiture entre le port et l'aquarium (15 min). Le transport maritime a été réalisé dans une cuve de 300 l équipée de bulleurs alimentés par des bouteilles de plongée. La couleur sombre de la cuve a permis de tranquilliser les poissons pendant le transport en les maintenant à l'obscurité. Des changements d'eau ont été régulièrement effectués afin de limiter l'augmentation de la température dans la cuve. Une fois au port, les poissons ont été transférés par petits groupes dans des glacières (160 l) qui ont servies à leur transport jusqu'aux bassins de conditionnement.

Quelques gouttes d'huile de girofle (tranquillisant à faible dose, 1 ml.240 l^{-1}) ont été ajoutées à l'eau des cuves de transport afin de limiter le stress des poissons pendant le trajet et lors des différents transferts de bacs (Potin & Devaharne 2003).

3.2 Conditionnement des poissons

Les individus capturés ont été maintenus en captivité quelques jours avant et après leur marquage. Cette phase a permis (a) de concentrer les opérations de marquage, (b) de faire jeûner les poissons avant l'anesthésie, (c) de contrôler leur état sanitaire avant l'opération et (d) d'effectuer un suivi post-opératoire avant leur remise en milieu naturel. Cette étape doit être suffisamment longue pour garantir le bon état des poissons qui seront relâchés, mais assez courte pour permettre la survie des espèces difficiles à maintenir en aquarium (Scaridae, Lieske & Myers 2001), éviter la domestication et limiter le stress engendré par la captivité (jeûne, développement de l'agressivité, augmentation de la sensibilisation aux maladies et aux parasites, etc.).

Les poissons ont été stabulés dans des bassins de 1 000 l ou 2 000 l situés en extérieur (photopériode respectée). Les bassins ont fonctionné en circuit ouvert ce qui a permis un renouvellement de l'eau environ 15 fois par jour (Gerbault, com. pers.). L'eau de mer, pompée directement dans le lagon, était injectée dans le circuit de distribution (après filtration) puis était répartie dans les différents bassins. Des filtres supplémentaires ont été installés à l'entrée des bacs afin de réduire au maximum la charge en particules de l'eau. Chaque bassin a été équipés d'un « air lift » ainsi que de plusieurs bulleurs afin de permettre une bonne circulation de l'eau et ainsi favoriser son oxygénation. Un traitement préventif au bleu de méthylène ($2.5.10^{-4}$ $g.l^{-1}$) a été effectué dès le transfert des poissons afin de limiter le développement de champignons et permettre la cicatrisation rapide des blessures faites lors de la capture (Potin & Devaharne 2003). Un soin particulier a été apporté à l'entretien des bacs (nettoyages quotidiens des bassins, des filtres et du système d'aération).

Contrairement aux bassins de 1 000 l, le volume et la hauteur d'eau offerte par les bassins de 2 000 l semblent avoir favorisé l'acclimatation des poissons (Chateau obs. pers.). Cette observation est cohérente avec les résultats de Frisch & Anderson (2005) qui montrent que le stress occasionné par un stockage dans un trop faible volume d'eau peut affecter la physiologie de *Plectropomus leopardus*. De gros tubes PVC noirs ont été disposés dans chaque bac en guise d'abris pour les poissons. Ce dispositif, préconisé par Murray (2002), permet de diminuer le stress lié à leur maintien en captivité.

La répartition des individus dans les différents bacs mérite une attention particulière. Le mélange de Serranidae et de Scaridae doit par exemple être évité dans un volume d'eau trop petit. Certaines *Epinephelus maculatus* ont en effet développé une agressivité à l'encontre de Scaridae pourtant beaucoup plus gros (Chateau obs. pers.) Une répartition monospécifique des individus dans les bassins semble avoir facilité leur acclimatation. Les seuls comportements agressifs ont alors été observés pendant la phase de conditionnement préopératoire entre certains gros *Chlorurus microrhinos* (> 45 cm LF) (Chateau obs. pers.).

Les Scaridae refusant tous les aliments proposés, seules les espèces carnivores (Serranidae, Lethrinidae, *Cheilinus undulatus*) ont été nourries pendant leur maintien en captivité. La nourriture (poisson, seiche, crevette) a été distribuée le matin ou avant la tombée de la nuit en veillant à ce que chaque poisson mange. Les aliments non consommés ont été

systématiquement retirés. Aucune nourriture n'a été distribuée 24h avant et après l'opération (cf. § 4.2.3 et § 5 de ce chapitre).

4 Implantation des marques acoustiques

4.1 Choix du mode d'implantation des marques acoustiques

Plusieurs techniques ont été décrites pour l'implantation de marques acoustiques chez les poissons (Thorsteinsson 2002) :

- l'implantation externe,
- l'insertion dans l'estomac,
- l'implantation interne via l'oviducte ou le conduit urogénital du mâle,
- l'implantation intrapéritonéale.

Utilisé dans de nombreuses expériences (Holland et al. 1996, Cappiot 2002, Meyer & Holland 2005), le mode d'implantation externe consiste à suturer directement la marque dans la masse musculaire de l'individu (généralement sous la nageoire dorsale) (Fig. 16). Cependant, Thorsteinsson (2002) indique que l'implantation externe peut provoquer des irritations, une ulcération des muscles, des infections ainsi qu'une modification de l'équilibre du poisson, de son comportement et de sa croissance. De plus, le taux de perte généralement élevé limite les possibilités d'étude à long terme, notamment pour les espèces benthiques.

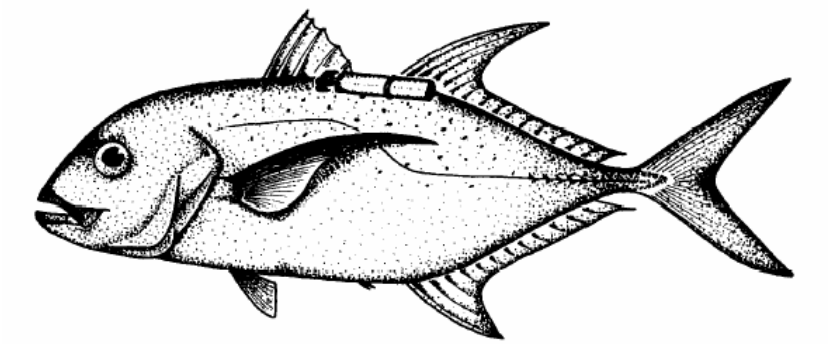


Fig. 16. Implantation externe d'une marque acoustique chez *Caranx melampygus* (d'après Holland et al. 1996).

Plusieurs méthodes d'implantations internes ont été décrites dans la littérature (Thorsteinsson 2002). La première consiste à introduire la marque dans l'estomac de l'individu. Cette méthode donne de bons résultats particulièrement quand elle a été ingérée volontairement par le poisson. Thorsteinsson (2002) rapporte que l'ingestion volontaire occasionne peu de

blessures alors que des dommages importants peuvent être observés au niveau de l'œsophage lors de l'insertion forcée de la marque dans l'estomac. La deuxième méthode, moins courante, consiste à insérer la marque dans la cavité générale du poisson par l'oviducte ou par le conduit urogénital du mâle. Le taux de rétention des marques pour ces deux méthodes est faible (régurgitation, expulsion via l'oviducte, etc.) ce qui limite leur utilisation pour des études à court terme. La dernière méthode consiste à implanter la marque dans la cavité péritonéale du poisson par chirurgie. Bien que cette technique soit plus contraignante que les précédentes, ce mode d'implantation permet généralement un taux de rétention des marques plus important (Thorsteinsson 2002, Fabrizio & Pessutti 2007).

L'implantation intrapéritonéale a été retenue pour marquer les poissons dans le cadre de ce travail car elle permet la mise en place d'études à plus long terme (fort taux de survie et de rétention des marques) (Fabrizio & Pessutti 2007). Peu de travaux ont évalué les effets de ce type de marquage sur le comportement et la physiologie des individus (Thorsteinsson 2002). Néanmoins, l'implantation intrapéritonéale a été utilisée avec succès par de nombreux auteurs et sur de nombreuses espèces (Tab. 5).

Tab. 5. Liste non exhaustive de travaux dans lesquels les auteurs ont utilisé avec succès le mode d'implantation intrapéritonéale.

LF : longueur à la fourche, LT : longueur totale, dm : donnée manquante.

Auteurs	Espèce	Gamme de taille (mm)
Zeller 1997, 1999, 2002	*Plectropomus leopardus*	376-675 LF
Meyer et al. 2000	*Parupeneus porphyreus*	233-257 LF
Cappiot 2002	*Lutjanus argentimaculatus*	dm
Parsons et al. 2003	*Pagrus auratus*	250-532 LF
Egli & Babcock 2004	*Pagrus auratus*	330-680 LF
Jadot et al. 2006	*Sarpa salpa*	149-319 LF
Lindholm et al. 2006	*Scarus coeruleus*	250-350 LT
	Scarus taeniopterus	150-250 TL
Meyer & Honebrink 2005	*Caranx melampygus*	415-740 LF
Fabrizio & Pessutti 2007	*Centropristis striata*	224-445 TL
	Paralichthys dentatus	281-509 TL
Kawabata et al. 2007	*Choerodon schoenleinii*	170-274 TL
Meyer et al. 2007a	*Caranx ignobilis*	890-1 300 LF
Meyer et al. 2007b	*Aprion virescens*	890-520 LF
Afonso et al. 2008a	*Sparisoma cretense*	345-465 LT

Cette technique semble avoir peu ou pas d'incidence sur la croissance, l'équilibre, la posture et sur les performances de nage des individus quand la masse de la marque ne dépasse pas 2.5% de la masse du poisson dans l'air (Thorsteinsson 2002, Fabrizio & Pessutti 2007). L'implantation intrapéritonéale présente néanmoins certains inconvénients car elle nécessite une anesthésie chez la plupart des espèces, une manipulation plus longue et l'ouverture de la cavité générale du poisson (possible voie d'infection).

4.2 Anesthésie

4.2.1 Introduction

Selon les lois sur la protection animale, toute manipulation douloureuse de vertébrés ne peut être pratiquée que sous anesthésie (Etienne 1989, Thorsteinsson 2002). Les mécanismes de la douleur sont relativement méconnus chez les poissons (Murray 2002). Même s'il est improbable qu'ils ressentent la douleur telle qu'on la décrit chez les mammifères (Rose 2002), des stimuli nocifs sont connus pour entraîner des réponses physiologiques négatives chez les individus conscients (Murray 2002). Toute manipulation stressante sans anesthésie serait donc susceptible d'altérer durablement leur physiologie, affecter leur état sanitaire et induire une modification de leur comportement (Thorsteinsson 2002). Bien que l'anesthésie soit elle-même susceptible d'induire un stress, Wagner & Cooke (2005) préconisent son utilisation pour l'implantation intrapéritonéale des marques acoustiques. D'un point de vue pratique, elle permet une inhibition de leurs mouvements et facilite ainsi les opérations de marquage (Thorsteinsson 2002). Différentes méthodes ont été utilisées pour anesthésier les poissons. Ces méthodes peuvent être physiques (abaissement brutal de la température, électro-anesthésie) ou chimiques (utilisation d'un produit anesthésiant). Une anesthésie chimique a été sélectionnée dans le cadre de ce travail car les méthodes physiques décrites dans la littérature étaient non réalisables (pas d'électro-anesthésie dans de l'eau de mer) ou difficiles à mettre en place *in situ* (abaissement de la température). Lors d'une anesthésie chimique, le produit actif est inhalé par le poisson et va être principalement absorbé au niveau de l'épithélium branchial (Etienne 1989). Chez certaines espèces, l'absorption cutanée du produit anesthésiant peut également être importante (Thorsteinsson 2002).

4.2.2 Anesthésie des poissons

Les changements comportementaux intervenant pendant l'anesthésie ont été répertoriés par McFarland & Kloutz (1969). Quatre stades successifs ont été identifiés lors de l'anesthésie

des poissons allant de la sédation légère (stade I) au collapsus médullaire (stade IV) (McFarland & Kloutz 1969, Etienne 1989, Murray 2002, Potin & Devaharne 2003) (Tab. 6). Le stade IV conduit généralement à la mort de l'individu par arrêt cardiaque. Au cours de l'anesthésie, le poisson traverse les différents stades qu'il parcourt en sens inverse pendant la phase de réveil (Bowser 2001).

De nombreux facteurs externes tels que la température, le pH et la dureté de l'eau modifient la sensibilité des poissons à l'anesthésie (Etienne 1989). Aux facteurs externes (contrôlables) s'ajoutent des variations de sensibilité spécifiques (métabolisme basal, surface branchiale) et individuelles (état physiologique, état sanitaire, niveau de stress). Même si la taille, le poids et l'âge des individus semblent avoir une influence sur l'anesthésie, les résultats sont encore controversés (Etienne 1989, Durville & Collet 2001, Fabrizio & Pessutti 2007).

Tab. 6. Description des différentes phases de l'anesthésie et des modifications comportementales qui en résultent (d'après Etienne 1989 et Murray 2002).

Stade	Catégorie	Modifications comportementales
0	Normal	Nage, réaction aux stimuli, équilibre et tonus musculaire normaux
I	Sédation légère	Diminution des réactions aux stimuli
	Sédation profonde	Nage volontaire stoppée, plus de réactions aux stimuli
II	Narcose légère	Perte d'équilibre avec des efforts pour se redresser
	Narcose profonde	Perte d'équilibre, chute de la fréquence respiratoire
III	Anesthésie légère	Perte totale du tonus musculaire
	Anesthésie chirurgicale	Perte totale du tonus musculaire, fréquences respiratoire et cardiaque très basses
IV	Collapsus médullaire	Arrêt des mouvements branchiaux suivi d'un arrêt cardiaque en quelques minutes

4.2.3 Choix du produit anesthésiant

Selon Thorsteinsson (2002), un anesthésiant de qualité doit être non toxique, efficace à faibles doses, permettre une induction[4] douce et rapide (idéalement < 3 min) et être facilement métabolisé (ou excrété) pour permettre un réveil rapide du poisson (< 5 min). Le choix du produit dépend :

- du type d'anesthésie souhaitée (sédation, anesthésie légère ou anesthésie profonde),

[4] Temps écoulé entre le début de l'anesthésie et le stade d'anesthésie chirurgicale.

- du temps nécessaire à la manipulation,
- de l'espèce, du nombre et probablement de la taille des individus,
- de ces effets secondaires sur les poissons, les humains et l'environnement,
- des moyens logistiques et financiers disponibles
- de la réglementation.

La plupart des anesthésiants utilisés appartiennent à la famille des barbituriques (Thorsteinsson 2002). Leur action se caractérise notamment par une inhibition de la sensation de douleur, une perte du tonus musculaire et de la coordination motrice. Tous les anesthésiants connus ont des effets secondaires plus ou moins contraignants. La complication la plus souvent observée est l'hypoxie qui résulte de la diminution de la fréquence respiratoire et de l'activité vasculaire du poisson pendant l'anesthésie (Thorsteinsson 2002). Elle conduit à la modification des constantes sanguines (ex. diminution du pH), à une hypotension artérielle et une augmentation du taux de lactate sanguin, de la glycémie et du taux hématocrite (Tytler & Hawkins 1981 *in* Thorsteinsson 2002). De plus, Taylor (1988 *in* Thorsteinsson 2002) a montré que l'hypoxie pouvait également causer des dommages cérébraux.

Les produits les plus utilisés pour anesthésier les poissons sont le MS-222 (tricaïne méthanesulfonate), la benzocaïne, le chlorobutanol, la quinaldine, la propanidide, le 2-phénoxyéthanol et l'huile de girofle (Thorsteinsson 2002). Bien que le MS-222 soit le plus utilisé (Wagner & Cooke 2005), de nombreux auteurs ont préconisé l'utilisation de l'huile de girofle pour l'anesthésie des poissons (Soto & Burhanuddin 1995, Durville & Collet 2001, Cappiot 2002, Thorsteinsson 2002, Pirhonen & Schreck 2003, Potin & Devaharne 2003, Fabrizio & Pessutti 2007).

L'huile de girofle est extraite des feuilles, des bourgeons et de la tige du giroflier (*Eugenia* spp.) (Mylonas et al. 2005). Les molécules actives sont l'eugénol et ses dérivés (Soto & Burhanuddin 1995). Anderson et al. (1997) ont montré que ce produit était aussi efficace que le MS-222 sur des adultes et des juvéniles de saumon (*Oncorhynchus mykiss*). Munday & Wilson (1997) ont obtenu de bons résultats sur *Pomacentrus amboinensis* et recommandent son utilisation à la place de la quinaldine. Mylonas et al. (2005) indiquent que l'huile de girofle est un anesthésique efficace pour l'anesthésie de juvénile de Bar (*Dicentrarchus labrax*) et de Dorade (*Sparus aurata*) à des doses 10 fois inférieures à celles nécessaires en

utilisant du 2-phénoxyéthanol. Son action est caractérisée par une induction douce, rapide et une bonne efficacité à faible dose (Murray 2002, Potin & Devaharne 2003, Wagner & Cooke 2005). Sa facilité d'emploi et son prix peu élevé font que l'huile de girofle a été régulièrement proposée comme une alternative à l'utilisation des produits anesthésiants traditionnels, souvent onéreux et parfois délicats à manipuler (Durville & Collet 2001).

4.2.4 Choix du dosage de l'anesthésiant

Bien que l'huile de girofle soit couramment utilisée pour marquer les poissons, peu d'informations sont disponibles dans la littérature sur les modalités de son utilisation (concentration, protocole utilisé, etc.). L'huile essentielle utilisée dans le cadre de ce travail est commercialisée en Nouvelle-Calédonie, par les Laboratoires Omega Pharma France, sous la marque « phytosun arôms ». Lors de l'élaboration du protocole expérimental (2004), une étude nécessitant l'implantation de marques acoustiques par chirurgie a été réalisée (programme Anacoret[5]). Pour cette expérience, Soria & Potin (données non publiées) ont utilisé avec succès de l'huile de girofle de la même marque, à une concentration de 270 mg. l^{-1} sur un Carangidae (*Selar crumenophtalmus*) et un Lutjanidae (*Lutjanus quinquelineatus*) (poids : 100 g à 500 g). Cette concentration est nettement supérieure à celle utilisée par Anderson et al. (1997) sur *Oncorhynchus mykiss* (entre 100 $mg.l^{-1}$ et 120 $mg.l^{-1}$) et par Fabrizio & Pessutti (2007) sur *Centropristis striata* et *Paralichthys dentatus* (40 $mg.l^{-1}$).

Suite aux résultats obtenus lors de cette campagne, deux concentrations (180 $mg.l^{-1}$ et 270 $mg.l^{-1}$) ont été testées sur quelques individus (≤ 5) de 7 espèces commercialisées en Nouvelle-Calédonie[6]. Les résultats, développés dans Chateau (2005), ont permis de valider l'utilisation de l'huile de girofle à la concentration 180 $mg.l^{-1}$ dans le cadre de la thèse. Les individus testés à cette concentration ont montré moins d'agitation pendant la phase d'induction et semblent avoir mieux supporté l'anesthésie malgré un temps de manipulation significativement plus important (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.01$) (Tab. 7).

A cette concentration, l'expérimentateur distingue plus nettement les phases de l'anesthésie (notamment chez les Scaridae). En revanche, une exposition trop longue à l'huile de girofle

[5] Programme d'analyse comparative du comportement grégaire des espèces de poissons côtiers tropicaux dans la zone Indo-Pacifique.

[6] *Gnathanodon speciosus* (Carangidae), *Plectropomus leopardus* (Serranidae), *Epinephelus maculatus* (Serranidae), *Gymnocranius* sp. (Lethrinidae), *Lethrinus nebulosus* (Lethrinidae), *Lethrinus miniatus* (Lethrinidae) et *Scarus ghobban* (Scaridae).

semble porter atteinte aux branchies, des nécroses ayant été observées chez les rares individus morts pendant l'anesthésie (Chateau & Thibeaux obs. pers.).

Tab. 7. Durée moyenne de la manipulation (min) en fonction de la concentration en huile essentielle de girofle (C1 et C2) utilisée.

La durée de manipulation correspond au temps entre le moment où le poisson a été placé dans l'anesthésie et la fin du réveil. Les valeurs ont été testées avec un test de Mann-Whitney. ** : très significatif ($0.01 > p \geq 0.001$).

	C1 : 180 mg.l^{-1}	C2 : 270 mg.l^{-1}	Différences
Durée moyenne de la manipulation des poisson (min)	15.1	11.9	** (C1 > C2)
Ecart-type	3.6	2.9	
Minimum	8	7	
Maximum	22	19	

4.2.5 Protocole expérimental

Les poissons ont été mis 24 h à la diète avant l'anesthésie pour éviter qu'ils vomissement dans le bassin (Potin & Devaharne 2003), diminuer leur niveau métabolique et limiter ainsi leur consommation en oxygène (Thorsteinsson 2002). Une attention particulière a été portée lors de la manipulation des individus afin de minimiser leur stress. Murray (2002) indique que des poissons calmes supporteront mieux l'anesthésie que des individus nerveux.

L'anesthésie a été réalisée en immergeant les poissons un par un dans un bac oxygéné contenant 100 l d'eau de mer dans lequel a été ajouté de l'huile de girofle à la concentration souhaitée (180 mg.l^{-1}) (Fig. 17). L'éthanol, généralement utilisé comme solvant pour l'eugénol (Murray 2002, Fabrizio & Pessutti 2007) n'a pas été employé dans cette expérimentation. L'anesthésiant a été préparé en agitant énergiquement, dans une fiole, l'huile de girofle avec un peu d'eau de mer de façon à obtenir une émulsion de couleur blanchâtre (Durville & Collet 2001, Cappiot 2002, Potin & Devaharne 2003).



Fig. 17. Evolution de l'anesthésie chez *Lethrinus nebulosus* : (a) stade I, (b) stade II et (c) stade III (cf. Tab. 6).

Juste après l'immersion dans le bain anesthésiant, le couvercle du bac a été refermé quelques instant (<30 s) car certains individus (notamment les Scaridae), stressés par l'effet du produit, essayaient de sauter hors du bassin. Pendant l'induction, l'expérimentateur a suivi l'évolution du rythme respiratoire du poisson (mouvements operculaires), de son tonus musculaire et de ses réactions aux stimuli tactiles. Quand il atteignait le stade III d'anesthésie chirurgicale (généralement moins de 3 min) (Tab. 6), le poisson était sorti de l'eau pour être opéré. La durée de l'implantation étant relativement courte (< 5 min), aucun apport d'anesthésique n'a été effectué pendant l'opération.

4.3 Protocole d'implantation des marques

Une fois anesthésié, le poisson a été placé dans un bac à dissection dans lequel a été réalisée l'opération (Fig. 18). Ses yeux ont été couverts avec une serviette humide en prenant soin de ne pas gêner sa respiration. Une incision a ensuite été réalisée avec un scalpel le long de la ligne ventrale, 1 à 3 cm en avant de l'anus. Après avoir été désinfectée, la marque a été insérée délicatement afin de ne pas léser les organes sous jacents (Fig. 18). L'incision a ensuite été suturée par 2 nœuds doubles réalisés avec du fil résorbable (Fig. 18). Ensuite, une pommade cicatrisante antiseptique (Lotagen®) a été appliquée sur la plaie. Aucun autre traitement n'a été administré au poisson lors de l'implantation de la marque. A la fin de l'opération, les poissons ont été mesurés et pesés. Cette méthode a été employée avec succès par de nombreux auteurs (voir Murray 2002 et Wagner & Cooke 2005 pour synthèse).

L'ensemble du matériel opératoire a été désinfecté entre chaque opération. L'usage de gants en latex non poudrés est conseillé par Murray (2002) pour limiter les infections pendant l'opération. L'expérimentateur a veillé à ce que les branchies des poissons restent humides pendant qu'ils étaient hors de l'eau. Effectué dès l'incision, ce processus semble avoir favorisé leur respiration et l'élimination de l'anesthésiant au niveau des branchies. Ce procédé permettrait de réguler le réveil des individus en jouant directement sur la durée du stade III d'anesthésie chirurgicale (Chateau obs. pers.).

Les grosses écailles des Scaridae et des Labridae rendent plus délicate l'incision et la réalisation des points de suture (Chateau obs. pers.). Pour ces espèces, le protocole a consisté à désolidariser une écaille ventrale sans l'arracher, en coupant délicatement l'épiderme qui la relie au corps du poisson avec un scalpel (Fig. 18). Cette opération permet de dégager une zone suffisamment grande pour pratiquer l'incision et insérer la marque. Sur de plus petits

spécimens, l'incision peut être agrandie en coupant à partir de ce point, les écailles, le derme et les muscles sous-jacents avec des ciseaux et une sonde cannelée. Ce mode opératoire permet de conserver l'écaille et de réaliser des points de suture en dessous de celle-ci ce qui favorise leur maintien en cas de frottement du poisson sur le substrat (Fig. 18).

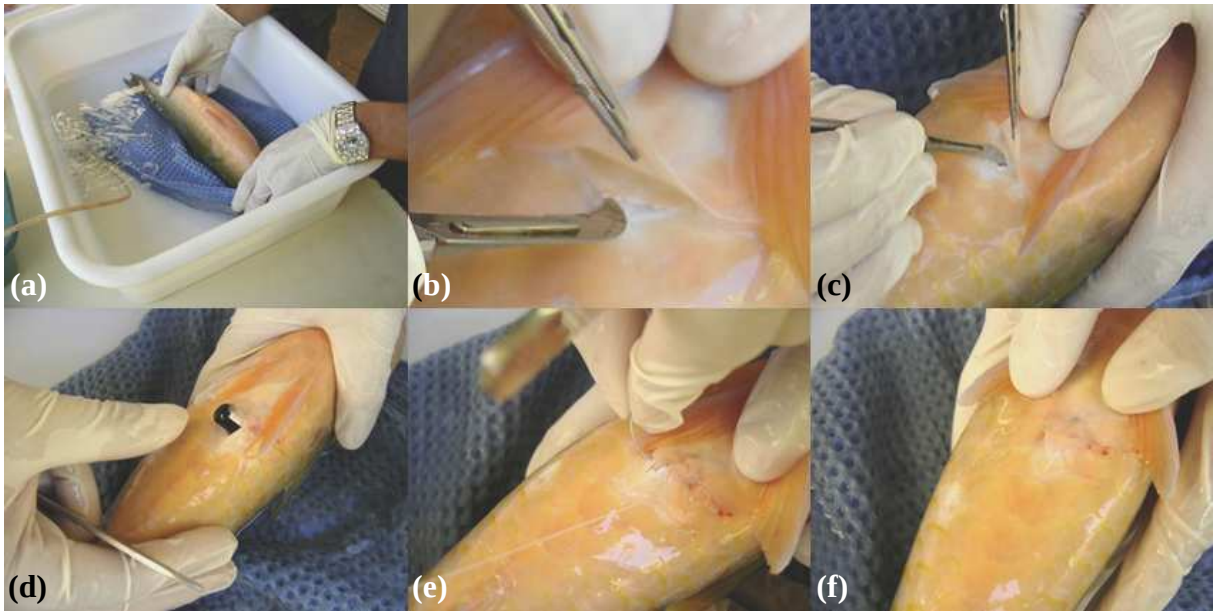


Fig. 18. Implantation intrapéritonéale d'une marque acoustique chez *Scarus ghobban*.

(a) installation du poisson dans le bac à dissection, (b) désolidarisation de l'écaille, (c) incision sous l'écaille, (d) insertion de la marque dans la cavité péritonéale, (e) et (f) suture.

4.4 Phase de réveil

Le réveil du poisson a été réalisé dans un bassin fortement oxygéné, différent de celui dans lequel il avait été conditionné. Les bords du bassin, les bulleurs et les tubes en PVC servant d'abris ont été préalablement nettoyés et désinfectés à l'eau de javel. De plus, un traitement prophylactique au bleu de méthylène ($2.5.10^{-4}$ $g.l^{-1}$) a été effectué afin de limiter le développement de germes pathogènes (antiseptiques fongicide et bactéricide) (Potin & Devaharne 2003).

Dans un premier temps, l'individu a été maintenu quelques instants sur le dos, près de la surface, pour permettre à l'expérimentateur de suivre l'évolution de sa respiration (Fig. 19). Le poisson a ensuite été repositionné et des légers mouvements de va-et-vient ont été réalisé pour générer un courant d'eau au niveau de ses branchies (Fig. 19). Potin & Devaharne (2003) suggèrent que cette méthode accélèrerait l'élimination de l'anesthésique, favoriserait l'oxygénation et permettrait donc un réveil plus rapide. Les poissons ont été relâchés dès

qu'ils retrouvaient leurs réflexes de nage (Fig. 19). Cette méthode évite au poisson à demi réveillé de se cogner contre les parois du bac et de fournir des efforts importants pour maintenir sa position.

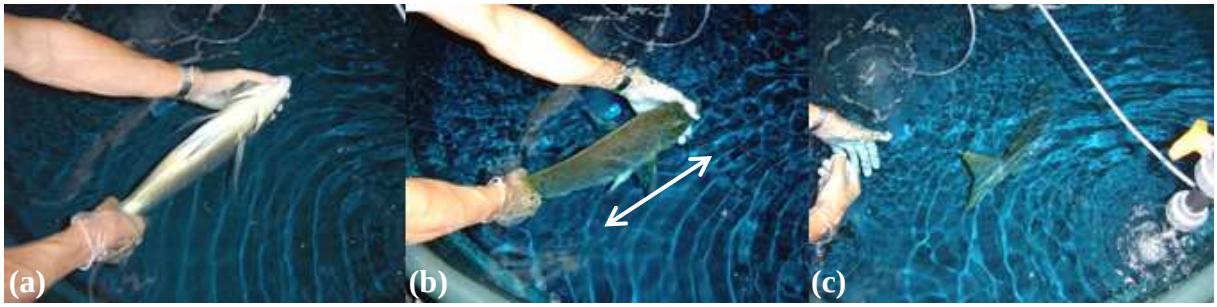


Fig. 19. Succession des différentes phases de réveil d'un *Lethrinus nebulosus*.

(a) suivi du rythme respiratoire lors de la remise de l'individu dans le bassin, (b) création d'un courant d'eau au niveau des branchies par un mouvement de va-et-vient, (c) départ volontaire du poisson de la main de l'expérimentateur.

5 Suivi post-opératoire

Un suivi post-opératoire a été réalisé pour contrôler l'évolution de l'état sanitaire des individus après l'opération. La durée de ce suivi (5 jours en moyenne) a varié en fonction de l'espèce étudiée et avec l'expérience du soigneur. Les Serranidae ont par exemple été gardés entre 6 et 8 jours après l'opération. Le suivi post-opératoire des Scaridae n'a pas dépassé 4 jours car aucun individu ne s'est alimenté pendant l'étape de conditionnement.

Au moins deux séries d'observations ont été réalisées chaque jour. Plusieurs critères ont été suivis dont la mortalité, l'état sanitaire, l'alimentation, le niveau d'agressivité et l'activité des individus dans le bassin (nage active, régulière ou non, poisson caché ou non dans un abri, etc.). Les poissons ont été observés à tour de rôle et leur comportement a été comparé avec des observations réalisées (a) en milieu naturel et (b) en captivité pendant la période préopératoire. Lorsque de la nourriture était distribuée, l'expérimentateur a veillé à ce que chaque individu mange.

Aucune mortalité et aucune dégradation de l'état sanitaire n'ont été observées pendant la phase de suivi post-opératoire. Un *E. maculatus* a développé une légère exophtalmie le jour précédant sa remise en milieu naturel. L'individu a néanmoins été relâché car ce phénomène peut être réversible à un stade non avancé (Le Mouellic comm. pers.). Près de 60% des Scaridae présentaient des blessures après leur capture (écailles perdues, nageoires

endommagées). Une amélioration de leur état a été observée mais la courte période de conditionnement n'a pas permis de garantir la cicatrisation complète de leurs blessures avant leur réintroduction dans le milieu. Les Serranidae, les Lethrinidae et le *Cheilinus undulatus* ont été nourris 24h après l'opération. Tous les individus ont mangé sauf le *Gymnocranius* sp. Une suture a été perdue 10 jours après l'opération par un *E. maculatus* lors d'un transfert de bac mais la plaie était cicatrisée (Chateau pers. obs.). Aucune agressivité n'a été observée pendant le suivi post-opératoire sauf lors de la distribution de nourriture entre quelques *P. leopardus*. Ce comportement ne semble pas lié au marquage car ces poissons présentaient le même comportement durant la période préopératoire. Aucun impact du marquage n'a été observé sur le déplacement ou l'équilibre des individus dans le bassin.

Un individu n'a été relâché que si son comportement et son état sanitaire étaient satisfaisants, à savoir :

- aucune infection visible,
- un maintien de la suture ou la cicatrisation de la plaie,
- une alimentation régulière (sauf pour les Scaridae cf. § 3.2 de ce chapitre),
- une nage régulière et calme dans l'ensemble du bassin,
- un bon équilibre dans l'eau.

Pour des raisons logistiques, la phase de conditionnement a du être supprimée en fin d'expérience. L'absence de mortalité post-opératoire et la bonne récupération des individus marqués (nage active, prise de nourriture rapide, bon équilibre dans l'eau, etc.) ont montré qu'il était envisageable de marquer les poissons *in situ*, sur le bateau, et de les relâcher après leur réveil. Ce protocole évite les désavantages liés aux phases de transport (stress) et de conditionnement (stress, développement de maladies, jeûne, domestication, etc.). Cependant le maintien en captivité nécessaire pour faire le suivi post-opératoire permettait au poisson de récupérer à l'abri de tous risques de prédation. Seuls 3 individus (2 *E. maculatus* et 1 *P. leopardus*) ont été concernés par cette modification du protocole.

6 Réintroduction des poissons en milieu naturel

La réintroduction des poissons sur le site d'étude a été effectuée tôt le matin, avant que le vent ne se lève, afin d'améliorer leur confort pendant le transport et ainsi garantir leur retour en mer dans des conditions optimales. Le jour de leur libération, quelques gouttes d'huile de girofle ont été ajoutées à l'eau des bassins de conditionnement pour tranquilliser les poissons

lors de leur transfert dans la cuve de transport. Aucun anesthésique ou autre sédatif n'a été ajouté à l'eau de la cuve de transport car les poissons tranquillisés pourraient être des cibles de choix pour les prédateurs lors de leur réintroduction. Sur le site, les individus ont été transférés de la cuve de transport (bateau) vers un bassin de 80 l maintenu en surface par un plongeur. Ce bassin a ensuite été amené sur le fond, au niveau d'une zone corallienne offrant de nombreux abris où les poissons ont été relâchés. Cette méthode permet aux poissons généralement stressés par le changement brutal d'environnement de se cacher pendant leur acclimatation et de diminuer ainsi les risques de prédation à court terme (Chateau obs. pers.).

7 Marquage des poissons avec des implants d'élastomère

Les individus étudiés ont également été marqués avec des implants d'élastomère fluorescents (NMT[7], Visible Implant Fluorescent Elastomer). Les implants d'élastomère ont été développés pour disposer de marques internes, visibles de l'extérieur (cf. § 1.1 de ce chapitre). Ce marquage a été principalement réalisé pour permettre la reconnaissance d'un poisson déjà marqué lors d'une éventuelle recapture. Cependant, la petite taille des marques les rend peu détectables pour une personne non avertie. Un *Chlorurus microrhinos* marqué dans le cadre de ce programme a par exemple été recapturé 14 mois plus tard, lors d'une mission de marquage dans la réserve (cf. détails dans Imirizaldu 2007). N'ayant pas vu les implants d'élastomère, ce poisson a été réopéré par erreur. Bien que ponctuelle, cette observation suggère que ces marques sont peu visibles pour une personne qui ne les cherche pas, quand elles sont placées entre les rayons des nageoires. Cependant, Willis & Babcock (1998) ont montré qu'elles permettaient l'indentification *in situ* d'un individu marqué à plusieurs mètres.

[7] Northwest Marine Technology - Box 427-Ben Nevis Rd, Shaw Island, Washington 98286, USA. www.nmt.us

ETUDE PILOTE DE SUIVI ACOUSTIQUE DE POISSONS DANS LA ZONE DE MOUILLAGE DE L'ILOT LAREGNERE

1 Introduction

Une étude pilote a été menée du 30 novembre 2004 au 3 juillet 2005 dans la zone de mouillage de l'îlot Larégnère afin de tester le protocole expérimental et de valider son utilisation à grande échelle. Cette expérience a également permis de parfaire l'apprentissage des techniques de marquage, de se familiariser avec le matériel (installation, fonctionnement) et d'explorer les possibilités (et les limites) qu'offre celui-ci en terme d'analyse des données obtenues.

D'un point de vue plus fondamental, cette étude pilote a permis d'étudier :

- les modalités de la fréquentation de la zone de mouillage d'une réserve marine par un groupe de 6 becs de canes (*Lethrinus nebulosus*) sur une période de 7 mois,
- le comportement et l'activité d'un Napoléon (*Cheilinus undulatus*).

2 Zone d'étude et mise en place du réseau d'hydrophones

La zone étudiée englobe la zone de mouillage aménagée par la Direction de l'Environnement de la Province Sud sous le vent de l'îlot Larégnère (réserve marine) (Fig. 20). Les caractéristiques de cette zone sont détaillées dans le chapitre de présentation générale (§ 1.4).

Les habitats de la zone d'étude ont été caractérisés grâce à une image satellite géoréférencée (Quickbird) et des observations en plongée sous-marine (Fig. 20). La zone de mouillage est située sur un herbier ponctué de massifs coralliens épars. Elle est bordée par le récif frangeant de l'îlot au Sud, et par des fonds meubles au Nord. Deux *Porites* sp. sont situés dans la zone de mouillage et représentent les seuls gros massifs coralliens du site (Fig. 20). Le positionnement des récepteurs a tenu compte de la présence de ces structures car elles pouvaient représenter un obstacle à la réception des signaux émis par les marques (Chateau obs. pers.).

Quatre hydrophones omnidirectionnels VR2 ont été installés dans la zone d'étude selon le protocole décrit précédemment (cf. chapitre matériel et méthodes § 1.2.2) (Fig. 20). Les hydrophones ont été placés entre 3 m et 6 m de profondeur, sur du sable ou dans l'herbier, de

manière à limiter les zones d'ombres. Les modalités de réception par les hydrophones ont été testées selon le protocole décrit précédemment (cf. chapitre matériel et méthodes § 1.2.3). La surface couverte par le réseau est d'environ 50 ha (Fig. 20).

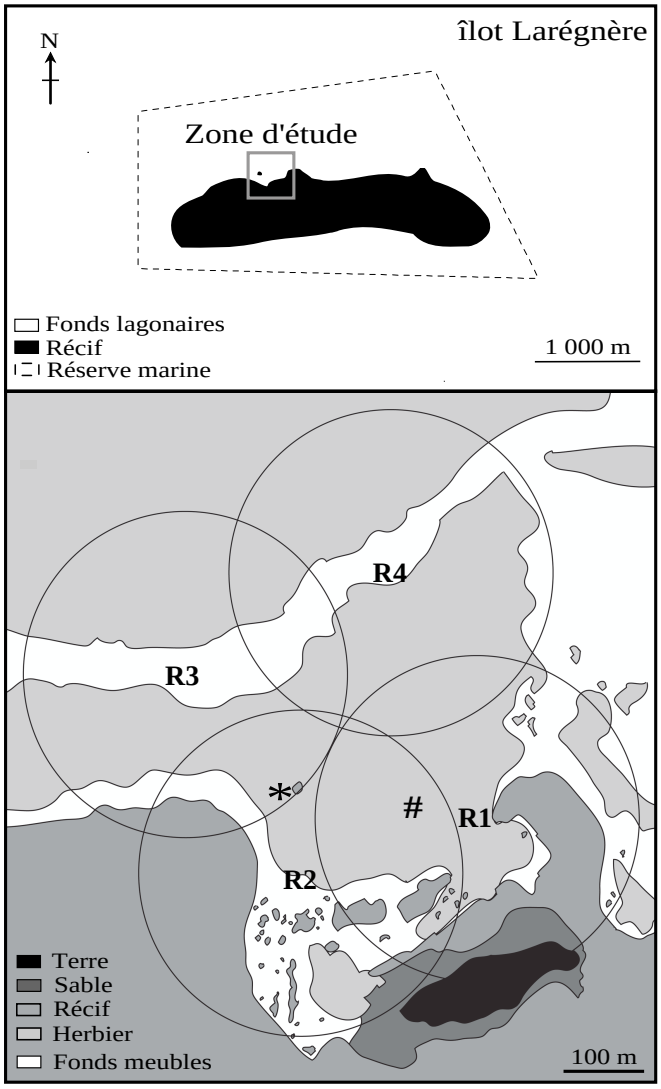


Fig. 20. Zone d'étude et localisation des hydrophones.

Les cercles indiquent la limite de détection du signal par chaque hydrophone. * : site de pêche et de relâche de *Cheilinus undulatus*, # : site de pêche et de relâche de *Lethrinus nebulosus*. Rx : emplacement de l'hydrophone x.

3 Etude du comportement de 6 *Lethrinus nebulosus* (Lethrinidae) dans la zone de mouillage de l'îlot Larégnère

Ces résultats ont été publiés en 2008 sous la forme : Chateau O, Wantiez L. Human impacts on residency behaviour of spangled emperor, *Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775), in a

marine protected area, as determined by acoustic telemetry. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 88: 825-829 (cf. résumé en Annexe 3).

3.1 Introduction

Largement exploité dans toute la région Indo-Pacifique (Carpenter & Niem 2001), le bec de cane, *Lethrinus nebulosus* (Forsskål 1775), est une des principales espèces commercialisées en Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980, Randall 2005). Cette espèce est également ciblée par les pêcheries plaisancière et vivrière. Malgré son importance, peu d'études ont été réalisées sur sa biologie et sur son comportement.

Depuis la mise en place des mesures de protection, de grands individus (> 50 cm) sont régulièrement observés dans les zones de mouillage des réserves du Parc du Lagon Sud. Ces observations suggèrent que le nourrissage associé à l'importante fréquentation humaine des réserves attirerait certains individus et modifierait leur comportement. La nécessité de tester le matériel acoustique a donné l'opportunité d'étudier le comportement de 6 *Lethrinus nebulosus* dans la zone de mouillage d'une réserve marine. Le manque de données et le besoin de comprendre les impacts des activités humaines sur les peuplements de poissons ont justifié cette expérience malgré le faible nombre d'individus étudiés. Les objectifs de ce travail sont de décrire les profils de fréquentation de quelques individus dans la zone de mouillage à différentes échelles de temps (mensuelle, journalière, horaire) et de formuler des hypothèses sur les facteurs qui influencent leur comportement.

3.2 Matériel et méthodes

3.2.1 Espèce étudiée

Lethrinus nebulosus est commun dans la région Indo-Pacifique Ouest (Carpenter & Niem 2001). Les adultes sont observés dans une grande variété d'habitats (récifs coralliens et habitats adjacents), parfois en petits groupes, jusqu'à 75 m de profondeur (Randall 2005). Les juvéniles forment de grands groupes dans les aires littorales abritées, les herbiers, les algueraies et les mangroves (Laboute & Grandperrin 2000, Carpenter & Niem 2001, Randall 2005). Williams & Russ (1994) ont montré que *L. nebulosus* pouvait migrer en profondeur avec l'âge (changement ontogénique d'habitat). Cette espèce se nourrit principalement de mollusques, de crustacés, d'échinodermes et dans une moindre mesure de polychètes et de poissons (Kulbicki et al. 2005, Randall 2005). *L. nebulosus* est une espèce hermaphrodite

protogyne (Grandcourt et al. 2006). Sa taille de première maturité sexuelle varie de 28 cm LS en Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980) à 40 cm LF au Japon (Ebisawa 1990). *L. nebulosus* a une saison de ponte relativement longue qui s'étend d'août à octobre/novembre en Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980).

3.2.2 Capture, marquage et remise des poissons en milieu naturel

L'ensemble du protocole est détaillé dans le chapitre matériel et méthodes. Six *L. nebulosus* (34-54 cm LF) ont été capturés grâce à des lignes à main, dans le site d'étude. Les poissons ont ensuite été conservés 2 à 9 jours en bassin, avant d'être marqués. Un émetteur acoustique leur a été implanté par chirurgie. Les poissons ont ensuite été relâchés après un suivi post-opératoire de 3 à 7 jours. Aucune mortalité ou dégradation de leur état sanitaire n'a été observée pendant cette période. Le poids de la marque dans l'eau n'a pas dépassé 0.4% du poids de l'animal (Tab. 8). Les poissons ont été relâchés dans l'herbier (Fig. 20), près d'abris potentiels, afin de limiter leur stress et l'attaque possible de grands prédateurs. Pendant le suivi, des observations régulières ont été réalisées *in situ* (> 30 plongées) pour observer le comportement des poissons dans la zone d'étude.

Tab. 8. Caractéristiques des 6 *Lethrinus nebulosus* étudiés.

LF : longueur à la fourche.

Poisson	Date de remise en milieu naturel	Taille (cm LF)	Poids (g)	Poids de la marque (% du poids du poisson)	Durée du suivi (jours)
#1	30/11/2004	34	572	0.35	198
#2	30/11/2004	35	790	0.25	198
#3	30/11/2004	49	1816	0.11	198
#4	28/12/2004	51	1940	0.10	169
#5	28/12/2004	52	2490	0.08	169
#6	28/12/2004	54	2620	0.08	169

3.2.3 Analyse des données

La marque implantée émet de façon aléatoire dans un intervalle de temps compris entre 60 et 180 secondes (cf. chapitre matériel et méthodes § 1.2.1). Par conséquent, il est difficile de travailler sur les variations du nombre de détections pour étudier l'activité et les modalités des déplacements des poissons à fine échelle (cycle de 24 h). Pour plus de rigueur, les détections ont donc été ramenées à un pas de temps. La durée de présence a été calculée par classe de 10 minutes, en considérant qu'un poisson a été présent 10 minutes dans la zone si sa marque avait été détectée au moins une fois par un des quatre hydrophones dans cet intervalle de

temps. Les données collectées pendant les premières 24 h n'ont pas été inclues dans l'analyse, cette période étant considérée comme une période d'acclimatation (Zeller 1997).

Quand les variances n'étaient pas significativement hétérogènes (test de Bartlett, $p > 0.05$), les comparaisons de moyennes ont été réalisées avec un test t, une Anova à 1 facteur, ou une Anova à deux facteurs sans réplication. Quand une Anova était significative ($p \leq 0.05$), un test de Tukey-Kramer a été utilisé pour identifier les sources de différences. Quand les variances étaient significativement hétérogènes (test de Bartlett, $p \leq 0.05$), les comparaisons de moyennes ont été réalisées avec un test de Wilcoxon (Mann-Whitney), un test de Kruskal-Wallis ou un test de Friedman sans réplication. Quand les tests de Kruskal-Wallis ou de Friedman étaient significatifs ($p \leq 0.05$), un test de Steel-Dwass a été utilisé pour identifier les sources de différences. Une corrélation de Spearman a été utilisée pour tester (a) les liens entre la détection journalière et la vitesse du vent[8] et (b) les liens entre les profils moyens de détection horaires des différents poissons.

Une analyse hiérarchique ascendante (méthode d'agrégation de Ward, distance Euclidienne standardisée) a été réalisée sur la détection horaire des jours de présence (poisson détecté au moins une fois), dans le but d'identifier différents profils de détection chez les poissons dans la zone d'étude. Un test du χ^2 a été utilisé pour comparer les profils de détection entre individus. Un test de Wilcoxon (Mann-Whitney) a été utilisé pour comparer la vitesse moyenne du vent entre les profils. Pour chaque profil, un test t a été utilisé pour comparer la détection horaire moyenne de jour et la détection horaire moyenne de nuit.

3.3 Résultats

La période de détection a varié selon les individus, représentant entre 0.2% et 67.5% de la durée de fonctionnement de leur marque. Les trois plus petits individus (#1, #2 et #3) (Tab. 8) sont restés moins de 6 h dans la zone de mouillage. Aucun d'entre eux n'a été redétecté dans la zone d'étude. En revanche, l'individu #2 a été détecté hors de la réserve, 9 mois plus tard (23 août 2005), par un hydrophone installé au récif Larégnère pour l'expérience principale de la thèse (1.7 km de la zone d'étude ; Fig. 20) (cf. chapitre suivant). Les trois plus gros individus (#4, #5 et #6) ont été détectés dans la zone d'étude pendant leur période de suivi

[8] Données Météo France Nouvelle-Calédonie.

(169 j) (Tab. 8). Les variations mensuelles, journalières et horaires de leur détection sont présentées ci après.

3.3.1 Variations mensuelles de la détection

Le poisson #4 a uniquement été détecté en janvier (Fig. 21). L'individu #5 est le seul poisson à avoir été détecté tous les mois dans la zone d'étude (Fig. 21). Sa durée de détection a été significativement plus importante que celle du poisson #6 en février et juin (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Il y a eu des différences mensuelles significatives de la détection journalière moyenne pour l'individu #5 (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.01$) et l'individu #6 (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.001$). Ces poissons ont été moins détectés durant l'été (janvier à avril) (Fig. 21). La détection a été significativement plus faible en mars qu'en juin pour le poisson #5 (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.05$). Elle a été significativement plus faible en janvier, février et avril qu'en mai pour le poisson #6 (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.05$).

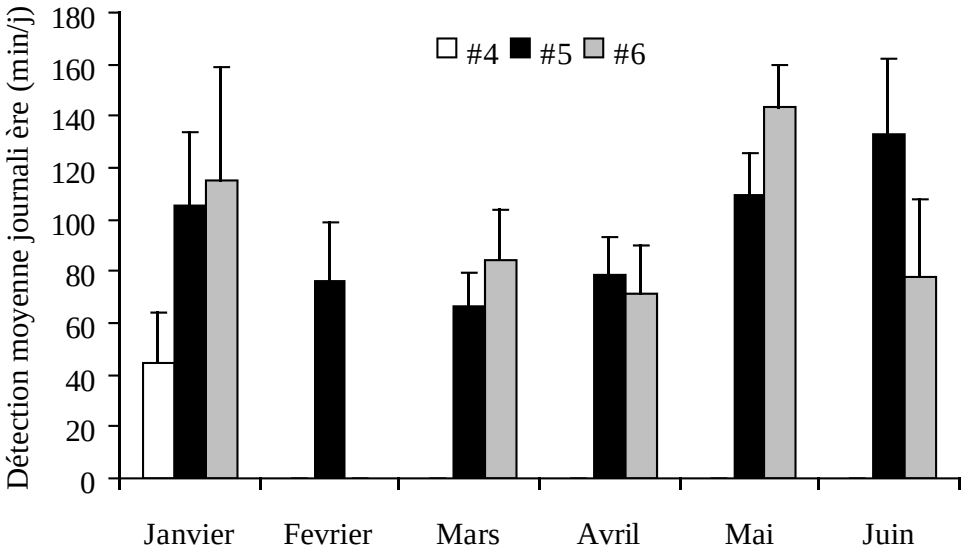


Fig. 21. Variations mensuelles de la détection journalière moyenne (min/j) pour les individus #4, #5 et #6 pendant la durée du suivi. La barre d'erreur représente + l'erreur standard.

3.3.2 Variations journalières de la détection

Aucun poisson n'a été détecté quotidiennement dans la zone d'étude après leur remise en milieu naturel. Pendant les 169 jours de l'étude, les 3 plus grands individus (#4, #5 et #6) ont été respectivement détectés 9 jours (5.3%, poisson #4), 76 jours (45.0%, poisson #6) et

114 jours (67.5%, poisson #5) dans la zone de mouillage. Les trois poissons n'ont été détectés ensemble que pendant 5 jours, en janvier. La zone n'a pas été fréquentée pendant 44 jours (26% ; non consécutifs). Les présences journalières des trois poissons ont été positivement corrélées en janvier (corrélation de Spearman, $p \leq 0.05$). La présence journalière du poisson #5 a été corrélée à la présence du poisson #6 sur l'ensemble du suivi (corrélation de Spearman, $p \leq 0.001$) (le poisson 4# n'a été détecté qu'en janvier).

Cependant, quand les poissons étaient présents, leur durée moyenne de détection journalière a montré des différences significatives (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.01$). La détection moyenne du poisson #5 (136 min par jour) a été significativement inférieure à la détection moyenne du poisson #4 (156 min par jour) et du poisson #6 (196 min par jour) (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.01$).

La détection journalière des individus #4, #5 et #6 a varié significativement avec la vitesse du vent (Anova 2 facteurs sans réplication, $p \leq 0.05$). La détection journalière a été supérieure quand la vitesse moyenne du vent était inférieure à 15 nds (75.4% à 85.7% de la détection totale). De plus, les individus #4 et #5 ont été significativement plus détectés les jours de week-end et de vacances scolaires quand le vent était faible (< 10 nds le matin), que les autres jours (Anova 1 facteur, $p \leq 0.001$ et test de Tukey, $p \leq 0.001$) (Fig. 22). Une tendance similaire a été observée pour le poisson #6 (Anova 1 facteur, $p \leq 0.01$) même si le test de Tukey n'a pas permis d'identifier un groupe significativement différent ($p \geq 0.05$) (Fig. 22).

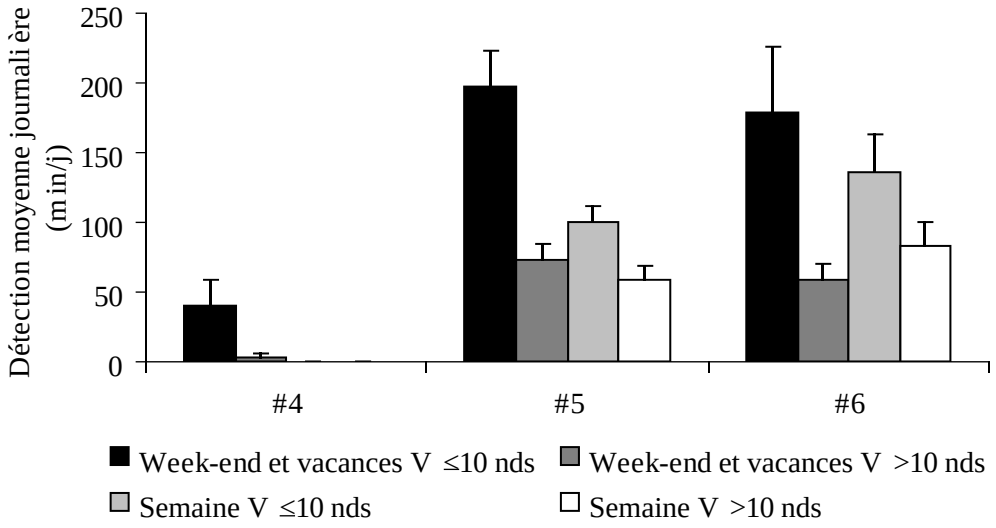


Fig. 22. Comparaison de la détection journalière moyenne (min) des individus #4, #5 et #6 les jours de la semaine et les jours de week-end (et vacances scolaires) quand la vitesse du vent était supérieure ou inférieure à 10 nds.

V : vitesse du vent. La barre d'erreur représente + l'erreur standard.

3.3.3 Variations horaires de la détection

Les durées de détection horaires des poissons #4, #5, #6 ont été positivement corrélées en janvier (corrélation de Spearman, $p \leq 0.05$). La présence horaire de l'individu #5 a été corrélée à celle de l'individu #6 sur l'ensemble du suivi (corrélation de Spearman, $p \leq 0.001$) (le poisson #4 n'a été détecté qu'en janvier) (Fig. 23). La détection horaire moyenne n'a pas montré de différences significatives entre les poissons (Anova 1 facteur, $p \geq 0.05$) (Tab. 9).

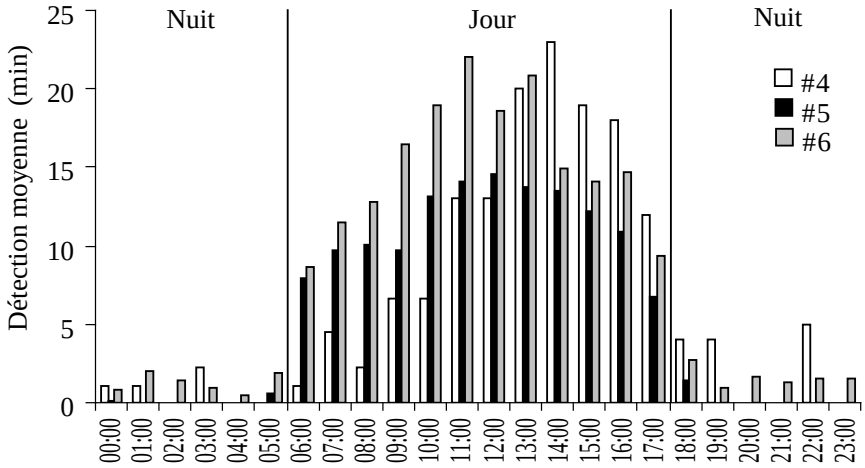


Fig. 23. Détection horaire moyenne des individus #4, #5 et #6 pendant la période d'étude.

Tab. 9. Détection horaire moyenne par jour, pendant la journée et pendant la nuit pour les poissons #4, #5 et #6 dans la zone d'étude.

A : Anova et test *a posteriori* de Tukey-Kramer quand les différences étaient significatives ; K : test de Kruskal-Wallis et test *a posteriori* de Steel-Dwass quand les différences étaient significatives ; MW : test de Mann-Whitney ; ns : non significatif ; * : significatif ($0.05 \geq p > 0.01$) ; ** : très significatif ($0.01 \geq p > 0.001$) ; *** : hautement significatif ($p \leq 0.001$).

Poisson	Détection horaire moyenne sur 24h (min/h)	Détection horaire moyenne de jour (min/h)	Détection horaire moyenne de nuit (min/h)	Différences (jour/nuit)
#4	6.5	11.5	1.5	MW, ***
#5	5.8	11.4	0.2	MW, ***
#6	8.3	15.2	1.4	MW, ***
Différences (poissons)	A, ns	K, ns	K, ** #5 ≠ #6	

La détection horaire moyenne des poissons #4, #5 et #6 a été significativement plus importante de jour (89% à 98.5%) que de nuit (1.5% à 11%) (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.001$) (Tab. 9, Fig. 23). La détection diurne moyenne n'a pas montré de différences significatives entre les individus (test de Kruskal-Wallis, $p \geq 0.05$) (Fig. 23). En revanche, la

détection nocturne moyenne a montré des différences significatives entre les poissons (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.01$). Pendant la nuit, le poisson #5 (0.2 min par heure) a été significativement moins détecté que le poisson #6 (1.4 min par heure) (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.001$) et le poisson #4 (1.5 min par heure) (test de Steel-Dwass, $p \geq 0.05$).

Deux profils de détection similaires (P1 et P2) ont été identifiés pour les poissons #5 et #6 dans la zone de mouillage (χ^2, $p \geq 0.05$) (Fig. 24). Ces profils diurnes ont été observés tous les jours de présence du poisson #5 (100%) et 91% des jours de présence du poisson #6.

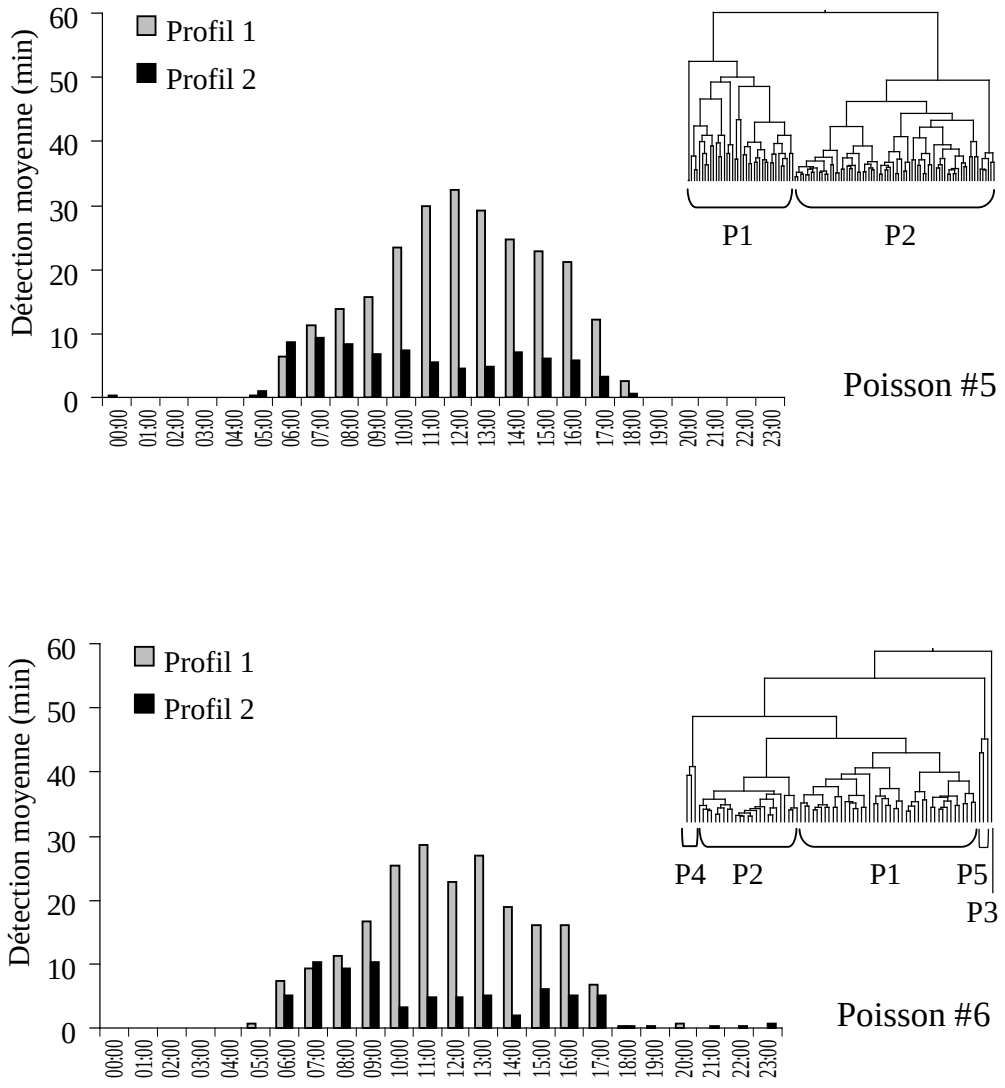


Fig. 24. Principaux profils de détection identifiés pour les individus #5 et #6 dans la zone d'étude par une analyse hiérarchique ascendante réalisée sur les profils de détection horaire. P : profil de détection.

Le profil 1 montre un mode à 11 h et un mode à 13 h (Fig. 24). Il a été observé généralement le week-end ou pendant les vacances scolaires pour le poisson #5 (84% des jours) et pendant le week-end pour le poisson #6 (57% des jours). La vitesse moyenne du vent les jours où ce profil a été observé était de 10.5 nds pour le poisson #5 et de 12 nds pour le poisson #6. Le profil 2 correspond à des détections ponctuelles, la détection horaire moyenne étant inférieure à 8 min pour le poisson #5 et à 11 min pour le poisson #6 (Fig. 24). Ce profil a été observé en semaine (38% des jours pour le poisson #5, 32% des jours pour le poisson #6) et pendant les week-ends et vacances scolaires quand le vent était supérieur à 10 nds (36% des jours pour le poisson #5 et 67% des jours pour le poisson #6). La vitesse moyenne du vent les jours où le profil 2 a été observé (12.8 nds pour #5, 14.2 nds pour #6) était significativement supérieure à celle mesurée les jours où le profil 1 a été observé (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Trois autres profils ont été identifiés pour l'individu #6 (Profils 3, 4 et 5) (Fig. 25). Ils ont exclusivement été observés pendant les week-ends et généralement quand la vitesse du vent était inférieure à 10 nds (86% des jours). Le profil 3 est caractérisé par une forte détection, le poisson étant détecté 43 min par heure en moyenne. Ce profil n'a été observé qu'un seul jour. La détection horaire moyenne a été significativement supérieure la journée (60 min par heure) que le nuit (24 min par heure) (test t, $p \leq 0.001$) (Fig. 25). Le profil 4 (3 jours) est caractérisé par une forte détection diurne et une faible détection nocturne, la détection moyenne étant significativement supérieure la journée (39 min par heure) que le nuit (5 min par heure) (test t, $p \leq 0.001$) (Fig. 25). Le dernier profil (P5) (3 jours) est caractérisé par une détection nocturne élevée (19 min par heure) qui n'était pas significativement différente de la détection diurne (14 min par heure) (test t, $p \geq 0.05$) (Fig. 25).

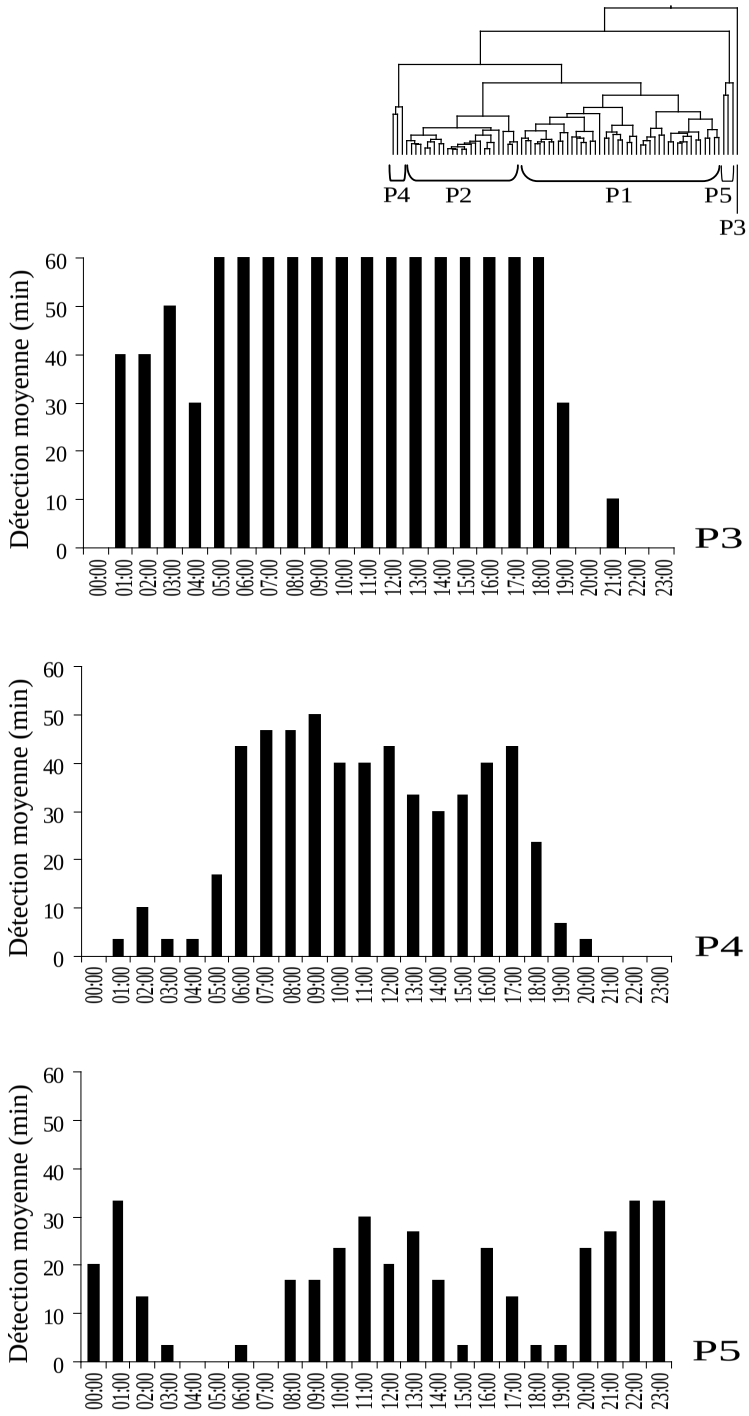


Fig. 25. Autres profils de détection identifiés pour l'individu #6 dans la zone d'étude par une analyse hiérarchique ascendante réalisée sur les profils de détection horaire. Px : profil de détection x.

3.4 Discussion

3.4.1 Que représente la détection des poissons dans la zone d'étude?

Formuler des hypothèses sur la fréquentation de la zone de mouillage par *L. nebulosus* nécessite une réflexion préalable sur la signification de la détection et de la non détection d'un poisson sur ce site. Le substrat de la zone d'étude est principalement constitué d'herbier auquel sont associées quelques formations coralliennes isolées. La zone est bordée par le récif frangeant de l'îlot au sud et par des fonds meubles au nord (Fig. 20). Les tests réalisés *in situ* ont montré qu'un poisson évoluant dans l'herbier était potentiellement mieux détecté qu'un poisson évoluant sur le récif (cf. chapitre matériel et méthodes § 1.2.3). La non détection d'un poisson peut donc être expliquée par son absence de la zone ou par sa présence dans un environnement au niveau duquel il n'a pas été détecté (crevasse, blocs de corail, etc.). Williams & Russ (1994) ont observé que *L. nebulosus* évoluait sur des fonds sableux (ou vaseux) situés dans les lagons ou à la base des récifs, plutôt que sur des fonds durs. Les plongées régulières dans la zone d'étude ont confirmé ces observations et ont montré que, de jour, *L. nebulosus* évoluait en petits groupes au-dessus de l'herbier ou au niveau de la zone sableuse faisant la transition entre celui-ci et le bas de la pente récifale. Ces observations renforcent l'hypothèse que dans ce cas précis, la non détection des poissons correspond à leur absence de la zone d'étude et que les profils de détection sont représentatifs de la fréquentation de la zone de mouillage par les becs de cane.

3.4.2 Profils de fréquentation de la zone de mouillage de l'îlot Larégnère par les 6 *Lethrinus nebulosus* étudiés

Les poissons ont montré différents profils de fréquentation de la zone de mouillage de l'îlot Larégnère. Les données sur le comportement de cette espèce étant quasiment inexistantes, seules des hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ces différences. Les observations sous-marines ont commencé en juin 2004 lors de la mise en place de l'étude. De grands individus (> 50 cm) ont été régulièrement observés dans la zone de mouillage jusqu'en septembre 2004 (Chateau & Wantiez obs. pers.). Ces poissons ont quitté la zone entre septembre et mi-novembre 2004, ce qui correspond à la période de reproduction de cette espèce en Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980, Egretaud 1992). Le même phénomène a été observé dans la zone d'étude entre 2005 et 2007 et dans les zones de mouillages de 3 autres réserves marines du Parc du Lagon Sud durant cette expérience (Signal, Amédée et Maître, Fig. 3) (Direction de l'Environnement de la Province Sud, données non publiées).

Les plus petits poissons (#1, #2 et #3) sont restés moins de 6 heures dans la zone d'étude. Ils ont été capturés à la fin de la période de reproduction de cette espèce en Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980). A cette époque, les gros individus habituellement observés étaient absents de la zone d'étude (Chateau & Wantiez obs. pers.). Seuls la mort des poissons (maladie, prédation, braconnage), leur départ de la zone ou un disfonctionnement de la marque peuvent expliquer l'arrêt des détections. L'individu #2 a été détecté 9 mois plus tard (23 août 2005), hors de la réserve, par un hydrophone situé au récif Larégnère (1.7 km de la zone d'étude, Fig. 4). Ce résultat prouve que l'arrêt de la détection peut correspondre au départ des poissons de la zone d'étude. Enfin, cette observation démontre les capacités de mouvement de *L. nebulosus* dans un habitat corallien fragmenté et constitue la première preuve de transfert depuis la réserve vers la zone non protégée adjacente.

Le second groupe de poisson (#4, #5 et #6) a été régulièrement détecté dans la zone d'étude pendant la durée de l'expérience. Ces gros individus ont été capturés en décembre, après la période de reproduction de cette espèce en Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980). Ces poissons ont montré des différences de fréquentation mensuelles et journalières. La trop courte durée de l'étude n'a pas permis de démontrer une variation saisonnière de la détection. Néanmoins, les poissons ont moins fréquenté la zone de mouillage pendant l'été qu'à l'intersaison, quand les vents sont plus faibles (Météo France Nouvelle Calédonie, données non publiées). Malgré la grande variabilité des détections mensuelles et journalières, chaque individu a présenté un profil de fréquentation horaire similaire. Les poissons ont présenté un profil diurne de détection, à quelques exceptions près (7 jours) où l'individu #6 était détecté pendant la nuit (ex. profil 3, 4 et 5). Egretaud (1992) a montré que *L. nebulosus* réalisait quotidiennement des migrations à la tombée de la nuit depuis leur zone de repos vers leur zone de nourrissage plus profonde. L'absence de détection des individus pendant la nuit indique que les spécimens étudiés pourraient utiliser le site d'étude comme une zone de repos pendant la journée. Cependant, la détection régulière de gros individus dans cette zone peu profonde (< 10 m) contraste avec les données de Williams & Russ (1994) qui indiquent que *L. nebulosus* migre vers des eaux plus profondes en vieillissant. L'ensemble de ces observations suggère que d'autres facteurs pourraient influencer la résidence des poissons étudiés dans la zone de mouillage de l'îlot Larégnère.

3.4.3 Quels facteurs influencent la fréquentation de la zone de mouillage par les poissons?

Les poissons ont été plus détectés les jours de week-ends et de vacances scolaires quand le vent était faible. De plus leur présence était significativement supérieure entre 11 h et 14 h, pendant le déjeuner. Quand ils viennent dans la zone d'étude, les groupes de *L. nebulosus* sont généralement observés à la mi-journée, autour des bateaux au mouillage (Direction de l'Environnement de la Province Sud, données non publiées). Ce comportement pourrait refléter un effet de la présence humaine dans la zone. Un suivi régulier de la fréquentation humaine sur l'îlot Larégnère a montré que le nombre de bateaux présents dans la zone de mouillage était significativement plus important (jusqu'à 40 bateaux) le week-end quand le vent était faible (< 10 nds le matin) qu'en semaine ou quand le vent était fort (0-4 bateaux) (Sarramégna 2000 ; Direction de l'Environnement, données non publiées).

A Larégnère, les activités humaines sont essentiellement concentrées sur l'îlot et dans la zone de mouillage (Direction de l'Environnement, données non publiées). Sur le site, la plupart des plaisanciers nourrissent les poissons avec les restes de leurs repas. De plus, des pêcheurs amateurs ont été régulièrement observés en train de vider leurs prises à l'abri des vents dans les zones de mouillage des réserves marines. Ces activités pourraient attirer les poissons dans la zone et modifier leur comportement. Cette hypothèse est supportée par les résultats de Sweatman (1996) qui a observé que le nourrissage pouvait augmenter la densité locale de *L. nebulosus* dans certains sites de la Grande Barrière en Australie. Milazzo et al. (2005) ont également démontré que le nourrissage influençait les assemblages de poisson à l'intérieur de la réserve marine d'Ustica en Méditerranée. Ces auteurs ont observé que le nourrissage pouvait attirer différentes espèces, dont *Epinephelus marginatus*, et produire localement de grandes agrégations. De même, Gaspar et al. (2008) ont montré un impact significatif du nourrissage sur le comportement d'*Himantura fai* (Dasyatidae) dans la réserve de Tiahura à Moorea. Des observations sous-marines réalisées dans la zone d'étude suggèrent un impact similaire sur le comportement d'autres espèces de grande taille telles que des Carangidae (*Caranx ignobilis, Gnathanodon speciosus*) et un Lutjanidae (*Lutjanus argentimaculatus*) (Chateau, Ma-Kim & Imirizaldu obs. pers.). Pendant la durée de cette expérience, des regroupements inhabituels de requins (jusqu'à 8 individus ; *Negaprion acutidens*, *Carcharhinus melanopterus* et *C. amblyrhynchos*) ont également été observés lorsque de la nourriture était distribuée (viscères et restes de poissons). L'espèce la plus fréquemment

rencontrée était *Negaprion acutidens* (Rüppell 1837) pour qui 1 à 3 individus de grande taille ont été régulièrement observés (entre 230 et 300 cm TS) (Chateau, Ma-Kim obs. pers.).

3.4.4 Quelles sont les conséquences du nourrissage sur le comportement des poissons?

Les recherches réalisées sur l'impact des activités récréatives sur l'environnement marin ont essentiellement porté sur les effets du piétinement, de la plongée sous-marine et sur l'impact de l'ancrage des bateaux sur les communautés benthiques (Milazzo et al. 2002, Lloret et al. sous presse). Les conséquences du nourrissage sur le comportement des poissons ont reçu moins d'attention (Hawkins et al. 1999, Milazzo et al. 2005). Orams (2002) indique néanmoins que le nourrissage peut avoir pour effets : l'accoutumance, la dépendance, le sur-nourrissage, la malnutrition et une modification du comportement à long terme (attraction, agressivité, perturbation des relations intra et interspécifiques, etc.).

En Nouvelle-Calédonie, Egretaud (1992) a montré que *L. nebulosus* modifiait son comportement alimentaire pendant sa période de reproduction. Cet auteur a observé une grande proportion de contenus stomacaux vides chez des poissons étant sur le point de se reproduire. Ce résultat pourrait expliquer l'absence des gros individus pendant la période de reproduction (pas de sensibilité au nourrissage et/ou migration vers les lieux de ponte) et indique qu'actuellement les activités de nourrissage ne modifieraient pas le cycle reproductif de cette espèce.

Les poissons présents dans la zone d'étude mangent durant la journée alors que cette espèce est décrite comme se nourrissant durant la nuit (Egretaud 1992). Newsome et al. (2004) et Gaspar et al. (2008) rapportent un comportement similaire chez 4 espèces de raies (*Himantura fai*, *Myliobatis australis*, *Dasyatis brevicaudata* et *D. thetidis*) et montrent que les heures auxquelles les raies se nourrissent ont été profondément modifiées par la distribution régulière de nourriture à but touristique. A Larégnère, l'absence des individus étudiés pendant la nuit confirme les migrations trophiques observées par Egretaud (1992) et indique que la distribution régulière de nourriture n'aurait pas modifié leur cycle nycthéméral. Des résultats similaires ont été observés chez *Himantura fai* par Gaspar et al. (2008).

Egretaud (2002) a décrit *L. nebulosus* comme une espèce transiente et a observé que les gros spécimens pouvaient évoluer quotidiennement sur de grandes surfaces. L'étude des variations

mensuelles et journalières de la détection montre que les poissons ne résident pas dans la zone de mouillage. Début juillet 2005, les 4 hydrophones ont été enlevés pour mettre en place l'expérience principale de la thèse. Le poisson #6 a continué à être régulièrement détecté jusqu'en mars 2006 (arrêt du fonctionnement de la marque) par un hydrophone situé à moins de 300 m de la zone de mouillage. Cette observation suggère que cet individu est probablement resté à proximité de la zone d'étude et qu'une distribution régulière de nourriture pourrait sédentariser les poissons accoutumés à proximité de cette zone.

3.5 Conclusions

Depuis que le nourrissage est devenu populaire dans les réserves marines, des recherches supplémentaires sur l'impact de cette activité sont nécessaires (Milazzo et al. 2005). Ce travail démontre que le nourrissage pourrait avoir un impact sur le comportement de *L. nebulosus*. Même si le nombre d'individus suivis ne permet pas de généraliser ces observations à l'ensemble de la population de la zone, les données obtenues posent les bases pour de futures études sur l'écologie comportementale de cette espèce et sur l'impact évident des activités humaines sur les écosystèmes marins. Des conséquences écologiques importantes pourraient résulter de la formation d'agrégations non naturelles d'espèces prédatrices (Sutherland 1996). L'augmentation à long terme de leur densité pourrait en effet affecter les populations résidentes, en amplifiant le niveau de prédation sur une petite surface et en modifiant les rapports de compétition pour la nourriture, l'habitat et la reproduction (Sala et al. 1998, Pinnegar et al. 2000, Milazzo et al. 2005). Par conséquent, les plans de gestion et de conservation devraient inclure des mesures pour contrôler le nourrissage dans les réserves afin de limiter son impact sur les écosystèmes marins.

4 Etude de l'activité d'un Napoléon, *Cheilinus undulatus* (Labridae) dans la zone de mouillage de l'îlot Larégnère

Les résultats présentés ci-après ont été publiés en 2007 sous la forme : Chateau O, Wantiez L. Site fidelity and activity patterns of a humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* (Labridae), as determined by acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes* 80: 503-508 (cf. résumé en Annexe 4).

4.1 Introduction

Le Napoléon, *Cheilinus undulatus* (Rüppell 1835), est le plus grand représentant de la famille des Labridae, avec une taille maximale observée de 170 cm (Randall 2005). Cette espèce est distribuée dans l'Indo-Pacifique tropical (Donaldson & Sadovy 2001, Sadovy et al. 2003). Généralement solitaire, le Napoléon évolue parfois en petits groupes en dehors de la période de reproduction. De grandes agrégations ont été observées pendant la reproduction (Donaldson 1995, Sadovy et al. 2003). *C. undulatus* est une espèce corallienne emblématique, peu connue et menacée (Donaldson 1995, Sadovy 2002, Sadovy et al. 2003). Elle est inscrite à la liste rouge des espèces vulnérables de l'IUCN depuis 1996 et au CITES (appendix II) depuis 2005. Le déclin sévère de *C. undulatus* a été principalement attribué à sa surexploitation pour le commerce de poissons vivants (Donaldson & Sadovy 2001, Sadovy & Vincent 2002). Le Napoléon présente des densités et des biomasses naturellement faibles (Sadovy et al. 2003). Le rôle écologique des espèces de grande taille est encore relativement méconnu, mais elles pourraient être des espèces clés pour la stabilité à long terme des écosystèmes coralliens (Sadovy & Vincent 2002, Sadovy et al. 2003). Dans ce contexte, des études sur son écologie comportementale sont nécessaires pour mettre en place des mesures de conservation efficaces.

L'expérience mise en place pour l'étude pilote nous a donné l'opportunité d'étudier les rythmes d'activité et le comportement d'un *C. undulatus* dans une réserve marine. Les très faibles densités naturelles (9 individus par 10 000 m² dans la zone d'étude) (données extraites de Chateau & Wantiez 2005), la méconnaissance et les difficultés liées à l'obtention d'informations sur la biologie et le comportement de cette espèce (Donaldson & Sadovy 2001, Sadovy et al. 2003), ont motivé cette étude malgré le fait qu'elle ne concerne qu'un individu.

4.2 Matériel et méthodes

4.2.1 Capture, marquage et remise du poisson en milieu naturel

L'ensemble du protocole est détaillé dans le chapitre matériel et méthodes. L'individu (45 cm LF ; 1546 g) a été capturé à l'aide d'une ligne à main dans le site d'étude, le 19 novembre 2004. Le poisson a été anesthésié et un émetteur acoustique lui a été implanté par chirurgie. Pour permettre son identification *in situ*, des marques fluorescentes en élastomère lui ont été implantées sous la peau, entre les rayons de la nageoire caudale (Willis & Babcock 1998). Le poisson a été relâché sur son lieu de capture le 30 novembre 2004, après un suivi post-opératoire de 7 jours. Aucune dégradation de son état sanitaire n'a été observée pendant cette période. Le poids de la marque dans l'eau faisait 0.4% du poids de l'animal. Le poisson a été relâché à proximité de son lieu de capture près de son abri supposé (seul massif corallien important de la zone) (Fig. 20).

4.2.2 Analyse des données

La durée de présence a été calculée de la même manière que pour *L. nebulosus* (cf. § 3.2.3 de ce chapitre). Les données collectées pendant les premières 24 h n'ont pas été inclues dans l'analyse, cette période étant considérée comme une période d'acclimatation (Zeller 1997).

Une corrélation linéaire a été utilisée pour tester si la durée de détection journalière avait varié pendant la durée de l'étude. Une analyse hiérarchique ascendante (méthode d'agrégation de Ward, distance Euclidienne standardisée) a été réalisée sur le nombre de détections quotidiennement reçues par chaque hydrophone pour identifier si le poisson présentait différents patterns d'utilisation de l'espace dans la zone d'étude. L'estimation de la taille du home range[9] et les mesures de distances ont été calculées en utilisant le logiciel ArcGis© et une photographie satellite géoréférencée.

4.3 Résultats

L'individu étudié a été détecté dans la zone de mouillage de l'îlot Larégnère pendant les 25 premiers jours de l'étude (2 321 détections). La durée de détection journalière a varié entre 140 min (2.3 h) et 700 min (11.7 h). (Fig. 26). La détection a été relativement constante les 18 premiers jours de l'étude malgré une légère augmentation significative avec le temps

[9] Terme anglais, voir définition en Annexe 1.

($r = 0.49$, $p \leq 0.05$) (Fig. 26). A partir du 19 décembre, la durée de détection journalière a diminuée significativement ($r = -0.89$, $p \leq 0.01$) jusqu'au 25 décembre, dernier jour de détection du poissons dans la zone (Fig. 26).

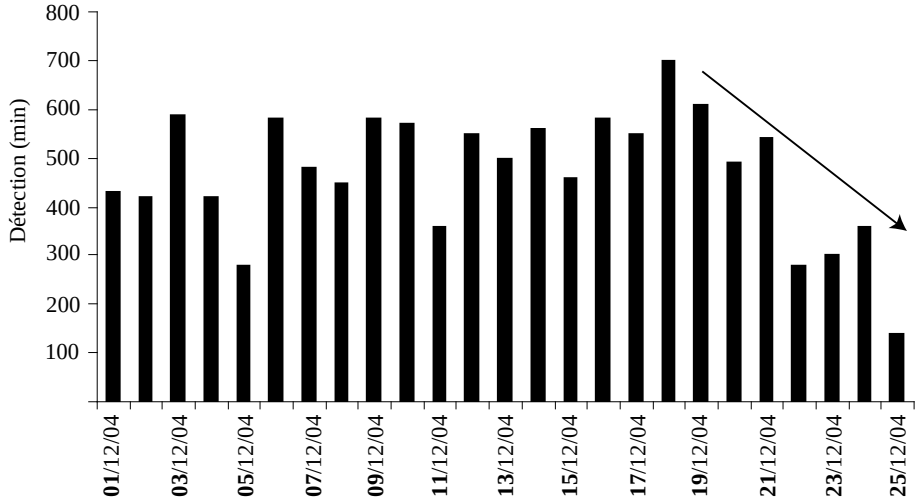


Fig. 26. Détection journalière (min) du *Cheilinus undulatus* pendant les 25 premiers jours de l'étude.

La flèche indique la diminution hautement significative ($p \leq 0.01$) de la détection journalière à partir du 19 décembre 2004.

La détection du poisson a été exclusivement diurne (Fig. 27). Chaque jour, sa première détection était enregistrée au lever du soleil et sa dernière détection était enregistrée à la tombée de la nuit (Fig. 27).

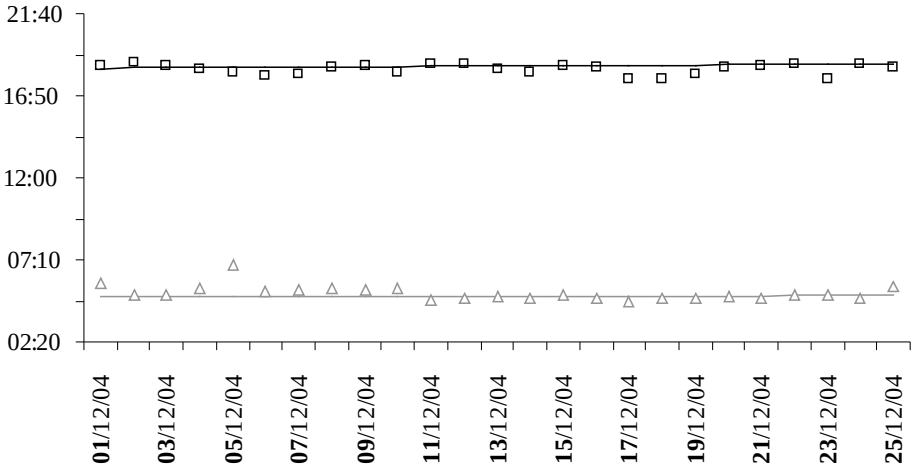


Fig. 27. Première et dernière détection du *Cheilinus undulatus* dans la zone d'étude pendant les 25 premiers jours de l'étude. Les lignes indiquent le lever (gris) et le coucher du soleil (noir).

Le poisson a été observé plusieurs fois dans une cavité corallienne située au centre de la zone d'étude, dans laquelle il ne pouvait pas être détecté (Chateau obs. pers.) (Fig. 27). Le poisson a probablement utilisé cette cavité comme un abri, qu'il quittait tous les matins et qu'il rejoignait tous les soirs pendant sa période de détection. En moyenne, le Napoléon quittait son abri 12 ± 11 min après le lever du soleil et y retournait 11 ± 08 min avant la tombée de la nuit.

L'analyse hiérarchique a permis d'identifier cinq patterns d'utilisation de l'espace dans la zone d'étude (Fig. 28). Ces résultats indiquent des changements réguliers du centre d'activité[10] du Napoléon pendant ses 25 premiers jours de suivi.

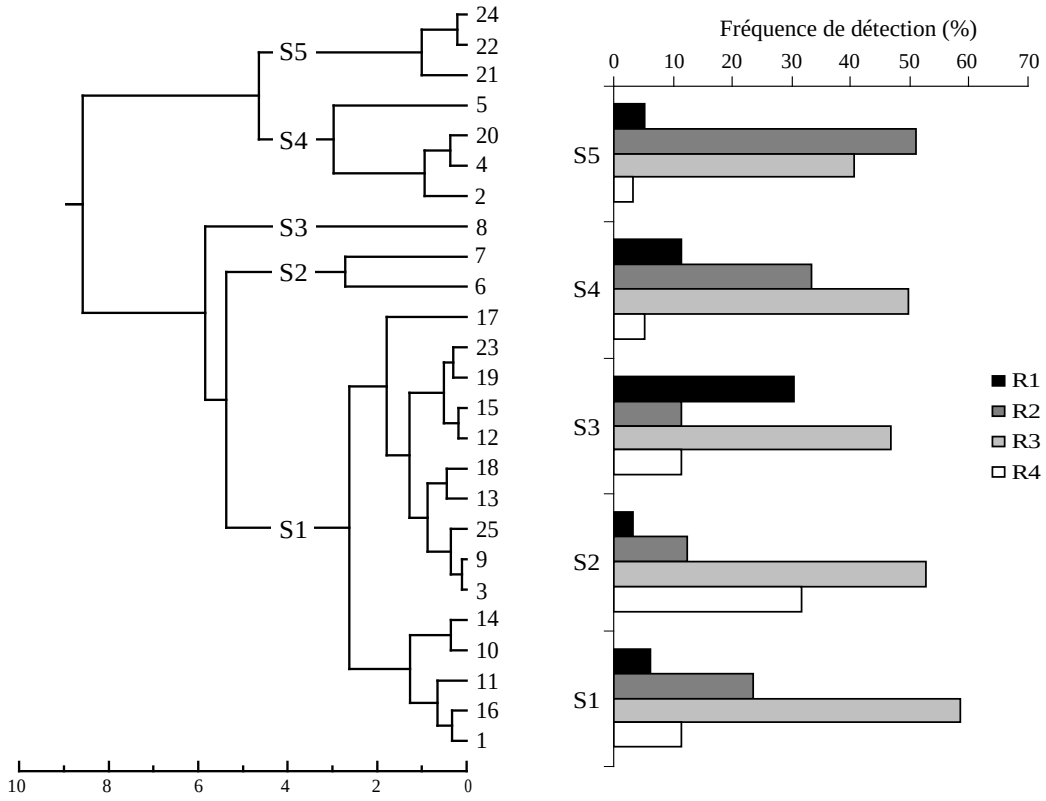


Fig. 28. Patterns spatiaux de détection du *Cheilinus undulatus* dans la zone d'étude (S1-S5) déterminés par une analyse hiérarchique ascendante sur le nombre de détections journalières reçues par hydrophone pendant les 25 premiers jours de l'étude. R1-R4 : hydrophones.

Dans le pattern S1 (3 jours), le poisson a été détecté dans une zone d'herbier (ponctué de quelques structures coralliennes isolées) bordée par une faible portion (100 m) du récif de l'îlot (59% des détections au niveau de l'hydrophone R3) (Fig. 20, Fig. 28). Dans le pattern S2 (4 jours), le centre d'activité du poisson était situé entre les hydrophones R3 (50% de la

[10] Expression française, voir définition en Annexe 1.

détection) et R4 (32% de la détection) (Fig. 28). Le substrat de cette zone est essentiellement composé d'herbier et de zones sableuses (Fig. 20). Dans le pattern S3 (1 jour), le centre d'activité du poisson était situé entre les hydrophones R3 (47% de la détection) et R1 (30% de la détection) (Fig. 28). L'hydrophone R1 couvre la partie sud-est de la zone de mouillage. Cette zone est située dans l'herbier (partie nord) et limitée par le récif de l'îlot vers le sud (Fig. 20). Le pattern S4 (2 jours) est intermédiaire entre les patterns S1 et S5 avec un centre d'activité situé entre les hydrophones R3 (50% de la détection) et R2 (33% de la détection) (Fig. 28). Dans le pattern S5 (15 jours), le poisson a été principalement détecté par les hydrophones R2 (51% des détections) et R3 (41% des détections) (Fig. 28). Cette zone englobe la moitié ouest de la zone d'étude. Elle comprend une zone d'herbier au nord (R3 et R2), le récif de l'îlot au sud (R2) et une large zone sableuse séparant les deux types de substrat au niveau de l'hydrophone R2 (Fig. 20).

La succession temporelle de ces patterns de détection donne des informations sur l'activité du poisson dans la zone d'étude. Le Napoléon a exploré la majeure partie de la zone pendant les 8 jours qui ont suivi sa remise dans le milieu. Du jour 1 au jour 5, le poisson a été détecté dans la partie ouest de la zone d'étude (environ 25 ha). Dans cette zone peu profonde (< 5 m) les coraux vivants, les fonds de sable et les débris coralliens sont abondants (pattern S1, S4, S5). Le 6ème et le 7ème jour, le poisson a été détecté au nord de la zone d'étude dans des zones plus profondes (6 m à 10 m de profondeur) dont le fond est couvert d'herbiers (pattern S2). Le 8ème jour, le centre d'activité du poisson s'est déplacé vers le récif dans des eaux moins profondes où la couverture en corail vivant est importante (pattern S3). Ces patterns ont été observés uniquement entre les jours 6 et 8 pendant une dépression tropicale associée à des vents $\geq$ 20 nds et à une couverture nuageuse et des précipitations importantes (115 mm, 99.3% des précipitations de la période de détection). Du jour 9 au jour 19, le poisson a évolué selon le pattern S1. A partir du 20ème jour, il a été redétecté par les hydrophones les plus proches du récif (patterns S1, S4 et S5). Du 20ème jour au 25ème jour, le poisson semble avoir été plus actif (3 patterns différents en 6 jours). Les faibles valeurs de détection pendant cette période indiquent que le poisson évoluait probablement près ou sur le récif de l'îlot.

Ces résultats indiquent que le poisson a évolué quotidiennement dans une surface d'au moins 5 ha. Le matériel utilisé ne permet pas de déterminer avec précision les distances qu'il a parcourues quotidiennement. En revanche, la succession temporelle des patterns identifiés indique que le poisson s'est déplacé d'au moins 20 m à 200 m chaque jour.

L'évolution spatio-temporelle de la détection montre également que le poisson a probablement quitté la zone d'étude en direction de la partie ouest du récif de l'îlot Larégnère (Fig. 20). La dernière détection (25 décembre) a été enregistrée juste avant la tombée de la nuit (18h 27) par l'hydrophone R3, deux jours avant la pleine lune. L'individu n'a plus jamais été détecté ou observé dans la zone de mouillage. De même, aucun des hydrophones installés pour l'expérience principale de la thèse n'a détecté le poisson (voir emplacement des hydrophones dans le § 2.1 du chapitre suivant).

4.4 Discussion

Le *C. undulatus* étudié dans le cadre de cette expérience pilote a présenté un rythme diurne régulier. Le poisson a passé la nuit dans une cavité où il ne pouvait pas être détecté. Ce résultat est cohérent avec les observations de plusieurs auteurs qui ont rapporté que le Napoléon résiderait dans une grotte ou une crevasse, spécialement durant la nuit (Myers 1999, Carpenter & Niem 2001, Laboute & Grandperrin 2000, Donaldson & Sadovy 2001, Lieske & Myers 2001).

Il y a peu de données disponibles sur le comportement de cette espèce et seules des hypothèses peuvent être émises pour expliquer les variations observées. Certains facteurs environnementaux (vent, agitation de l'eau, turbidité, lumière, etc.) peuvent influencer le comportement du poisson (actif/sédentaire), son activité (nettoyage, recherche de nourriture) et le biotope visité (herbier/corail, position dans la colonne d'eau). Il est possible que la variation de ces paramètres affecte les patterns d'activité et la taille de l'espace quotidiennement utilisé. L'étude d'un nombre plus important d'individus, dans une zone plus grande et sur une période plus longue, serait nécessaire pour identifier ces paramètres.

Sadovy et al. (2003) ont décrit *C. undulatus* comme une espèce relativement sédentaire. Donaldson (données non publiées *in* Sadovy et al. 2003) a estimé son home range à au moins 1 000 m² (0.1 ha) pour les plus gros individus et seulement une portion de cette surface pour les plus petits. Les résultats obtenus dans cette étude suggère que *C. undulatus* est une espèce plus mobile que prévu et que son home range peut être plus grand (au moins 50 fois plus) que celui décrit dans la littérature. Ces différences illustrent une relative méconnaissance de la magnitude des mouvements des poissons coralliens et la limitation des estimations visuelles du home range des grandes espèces de poissons en plongée.

Seule la mort du poisson (prédation, braconnage, etc.), son départ de la zone d'étude, le rejet de la marque ou son disfonctionnement peuvent expliquer l'arrêt de la détection. La diminution progressive de la détection et la succession temporelle des patterns à partir du 19ème jour de suivi (premier quartier lunaire) semblent être des arguments contre l'hypothèse de la mort du poisson ou d'un disfonctionnement de la marque. Le départ du poisson coïncide avec le début de la période de rassemblement de frai de cette espèce en Nouvelle-Calédonie. Des sites de fraye et des agrégations de pontes ont été régulièrement observés sur la pente externe du récif-barrière, près des passes (Chauvet & Kulbicki, com. pers.). Pendant cette étude, Chauvet (com. pers.) a observé des agrégations de *C. undulatus* des 15 derniers jours de décembre 2004 à avril 2005 dans la passe la plus proche de la zone d'étude (passe de Dumbea, 10 km du site d'étude, Fig. 3). Sadovy et al. (2003) indiquent que *C. undulatus* est mature vers 35-50 cm LT. Le poisson étudié mesurait 45 cm LF. Il est donc possible que l'individu étudié ait quitté la zone de mouillage dans laquelle il résidait, pour rejoindre un site d'agrégation et participer à la reproduction. Pendant cette période, le poisson n'a été ni détecté, ni observé dans la zone d'étude (Chateau obs. pers.). La dernière détection a été enregistrée à la tombée de la nuit, en bordure de la zone d'étude, deux jours avant la pleine lune. Le départ nocturne de ce poisson au rythme diurne pourtant marqué peut probablement être expliqué par la pleine lune. Des observations sous-marines dans cette zone ont montré que certaines espèces diurnes étaient actives les nuits de pleine lune, probablement en raison d'une luminosité plus importante (Chateau & Gerbault obs. pers.). Cette hypothèse est cohérente avec les propos d'Helfman (1993) qui indique que les poissons diurnes sont susceptibles de rester actifs les nuits très claires, dans un environnement laissant bien pénétrer la lumière.

4.5 Conclusions

Malgré le suivi d'un seul individu, les informations obtenues dans cette étude (taille du home range, patterns de mouvements, description du rythme nycthéméral) complètent et dans certains cas diffèrent des données disponibles dans la littérature. Ces observations constituent une base pour de futures recherches sur l'écologie et le comportement de cette espèce. De telles informations seront nécessaires pour définir une politique de gestion efficace pour protéger ces grandes espèces de poissons coralliens très vulnérables aux perturbations anthropiques et à la pression de pêche (Sadovy et al. 2003).

5 Conclusions générales de l'étude pilote

Cette étude pilote valide l'efficacité du protocole expérimental mis en place. Bien que délicates, les phases de transport, de stabulation, de marquage et de post-marquage sont relativement bien maîtrisées (aucune mortalité quelque soit l'étape du protocole). Les résultats obtenus ont également confirmé l'utilisation de l'huile essentielle de girofle (180 $mg.l^{-1}$) comme produit anesthésiant et le mode d'implantation intrapéritonéale pour les deux espèces testées. En revanche, cette expérience montre que la pêche d'une espèce particulière dans un endroit donné est une étape longue qui nécessite un coût humain et financier important. Ces contraintes doivent être prises en compte lors de la mise en place d'une telle expérience.

Les exemples développés dans le cadre de cette étude pilote montrent les potentialités qu'offre la télémétrie acoustique en terme d'analyse du comportement et indiquent que cette technologie est un outil très satisfaisant pour étudier les patterns d'activité des grandes espèces de poissons, quand la géomorphologie de la zone et son substrat sont bien connus. Néanmoins, le prix du matériel limite la taille de l'échantillon et rend délicate l'extrapolation des résultats à un niveau d'organisation supérieur (ex. population). De plus, la très grande quantité de données obtenues et l'absence de méthodes de traitements standardisées augmentent la durée de l'analyse pour atteindre le niveau de précision présenté dans les deux exemples traités. Enfin, les incertitudes liées aux modalités de la détection et à l'impact de la méthode employée sur le comportement des individus rendent délicate l'interprétation des résultats à fine échelle. L'analyse serait probablement optimisée par l'utilisation parallèle d'un système de détection embarqué de type VR100 (Vemco Ltd.). Malheureusement, ce matériel ne peut pas être utilisé de manière efficace avec les marques à émissions discontinue, nécessaires pour les suivis à long terme (durée de fonctionnement de la batterie plus importante). En planifiant des études spécifiques, ce couplage des méthodes permettrait néanmoins (a) de préciser les observations relatives à l'activité des poissons ou aux habitats fréquentés, (b) de retrouver des individus en dehors du réseau en place ou (c) de vérifier certaines hypothèses relatives à l'arrêt de leur détection. L'expérience montre enfin que des observations sous-marines sont nécessaires pour confirmer ou infirmer certaines hypothèses formulées à partir des résultats obtenus par ce type de matériel.

ETUDE DE LA TYPOLOGIE DES DEPLACEMENTS DE QUATRE ESPECES DE POISSONS RECIFAUX: IMPLICATIONS POUR LE DIMENSIONNEMENT DES RESERVES MARINES DE NOUVELLE-CALEDONIE

1 Introduction

Un paysage marin peut être défini comme un espace hétérogène composé de sous unités homogènes, qualifiés d'habitats (Ramade 2003). La taille et la répartition des habitats à l'intérieur d'un paysage peuvent influencer le mouvement de certains organismes, affecter leur abondance, leur distribution et avoir ainsi des conséquences sur l'ensemble de la population et sur la dynamique des communautés (Wiens 1989 *in* Grober-Dunsmore 2007). Une gestion optimale des écosystèmes requiert donc d'identifier et de maintenir les liens fonctionnels entre les habitats et de comprendre comment les individus utilisent cet espace dans le temps.

Une connaissance de ces principes fondamentaux peut faciliter le dimensionnement des aires marines protégées. Les réserves marines ont été largement utilisées comme une alternative viable aux méthodes traditionnelles de gestion des pêcheries (Roberts & Polunin 1993). Un nombre croissant de scientifiques a évoqué leur utilisation en tant qu'outil de gestion (Alcala & Russ 1990, Roberts & Polunin 1993, Russ 2002). Un des objectifs majeurs d'une réserve marine est de maintenir une biomasse critique dans la zone protégée (Russ 2002). Pour fournir une protection efficace, les réserves doivent inclure des habitats essentiels et être suffisamment grandes pour contenir les mouvements réguliers des espèces cibles (Meyer & Holland 2005, Meyer et al. 2007a, 2007b). Halpern (2003) indique que la plupart des réserves existantes sont relativement petites (74% < 10 km²) et fournissent probablement une protection insuffisante pour les espèces mobiles (DeMartini 1993, Meyer et al. 2007a). Un des autres objectifs des réserves marines est de soutenir les pêcheries adjacentes par l'exportation nette de poissons adultes (spillover) (Alcala & Russ 1990, Russ 2002). Des preuves de relocalisations densité-dépendantes à partir d'une petite réserve marine ont par exemple été fournies aux Philippines (Abesamis & Russ 2005). Le mouvement d'individus à travers les frontières des réserves marines peut affecter l'abondance et la distribution des poissons à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve et donc la capacité des réserves à préserver les populations et à ensemencer les pêcheries environnantes (Chapman & Kramer 1999, 2000, Russ 2002).

Les poissons coralliens adultes sont généralement considérés comme sédentaires et hautement attachés à leur substrat (Sale 1991, Robert & Polunin 1991, Chapman & Kramer 2000, Zeller 2002, Zeller et al. 2003). Cependant, la perception de leurs mouvements peut être biaisée par la nature de l'espèce étudiée, la méthode d'échantillonnage et la durée des observations. Le développement de la télémétrie acoustique rend plus précise l'étude du mouvement des poissons (Zeller 1999, Heupel et al. 2006). Cette technologie a fourni les preuves du déplacement régulier de certaines espèces sur des centaines voire des milliers de mètres (Holland et al. 1996, Zeller 1997, Wetherbee et al. 2004). Cependant, la majorité des études a concerné des espèces transientes (ex. *Caranx melampygus* Holland et al. 1996, *C. ignobilis* Wetherbee et al. 2004, *C. ignobilis* Meyer et al. 2007a, *Aprion virescens* Meyer et al. 2007b), a examiné les patterns de mouvement à courts termes (ex. jusqu'à 118h de suivi sur 9 à 22 jours, Meyer & Holland 2005) ou s'est focalisée sur les déplacements dans une zone relativement petite, dans un habitat continu (ex. 500 m, Meyer & Holland 2005). Peu d'informations sont encore disponibles sur les patterns de mouvements des poissons coralliens entre des récifs isolés et sur le long terme. Plusieurs études ont suggéré que le déplacement des poissons était influencé par des différences de qualité de l'habitat ou la présence de barrières physiques (Chapman & Kramer 1999). Les mouvements pourraient être facilités à travers les zones présentant des habitats continus mais limités par de larges zones sableuses présentant une faible complexité structurale (Ogden & Buckman 1973, Barrett 1995).

Dans ce contexte, la télémétrie acoustique a été utilisée pour étudier les patterns de déplacement de quatre espèces commerciales (*E. maculatus*, *P. leopardus*, *C. microrhinos* et *S. ghobban*) dans un paysage récifo-lagonaire incluant une réserve marine et deux récifs non protégés en Nouvelle-Calédonie. Les déplacements ont été étudiés à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (3 récifs séparés par des fonds meubles) puis à l'échelle de la réserve de l'îlot Larégnère. Après quelques réflexions sur le protocole expérimental utilisé (§ 3), ce travail a pour objectifs d'étudier le niveau de connectivité entre les trois récifs de la zone (§ 4), les patterns de déplacement inter-récifs (§ 5) et les patterns de déplacement intra-récifs (§ 6). Une dernière partie (§ 7) présente les implications de ces résultats sur le fonctionnement de la réserve étudiée et sur le placement et le dimensionnement des réserves marines du Parc du Lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie.

2 Matériel et Méthodes

La description du matériel utilisé ainsi que le protocole de marquage des poissons sont détaillés dans le chapitre matériel et méthodes. Après un bref rappel concernant la zone d'étude, cette partie présente le réseau et les modalités d'installation des hydrophones sur le site. Ensuite, une description détaillée des quatre espèces étudiées dans le cadre de cette expérience est réalisée. Enfin, une dernière partie présente les caractéristiques des poissons étudiés (nombre d'individus par espèce, taille et stade de développement des individus), dresse un bilan des opérations de marquage et explique la stratégie retenue par rapport au lieu de réintroduction des individus dans le milieu (déplacement ou non).

2.1 Rappels concernant la zone d'étude et mise en place du réseau d'hydrophones

La zone étudiée englobe trois structures récifales (la réserve de l'îlot Larégnère, le récif Larégnère et le récif Crouy) isolées par des fonds meubles lagonaires (> 900 m) (Fig. 29). Les caractéristiques de cette zone sont détaillées dans le chapitre présentation générale (§ 1.4).

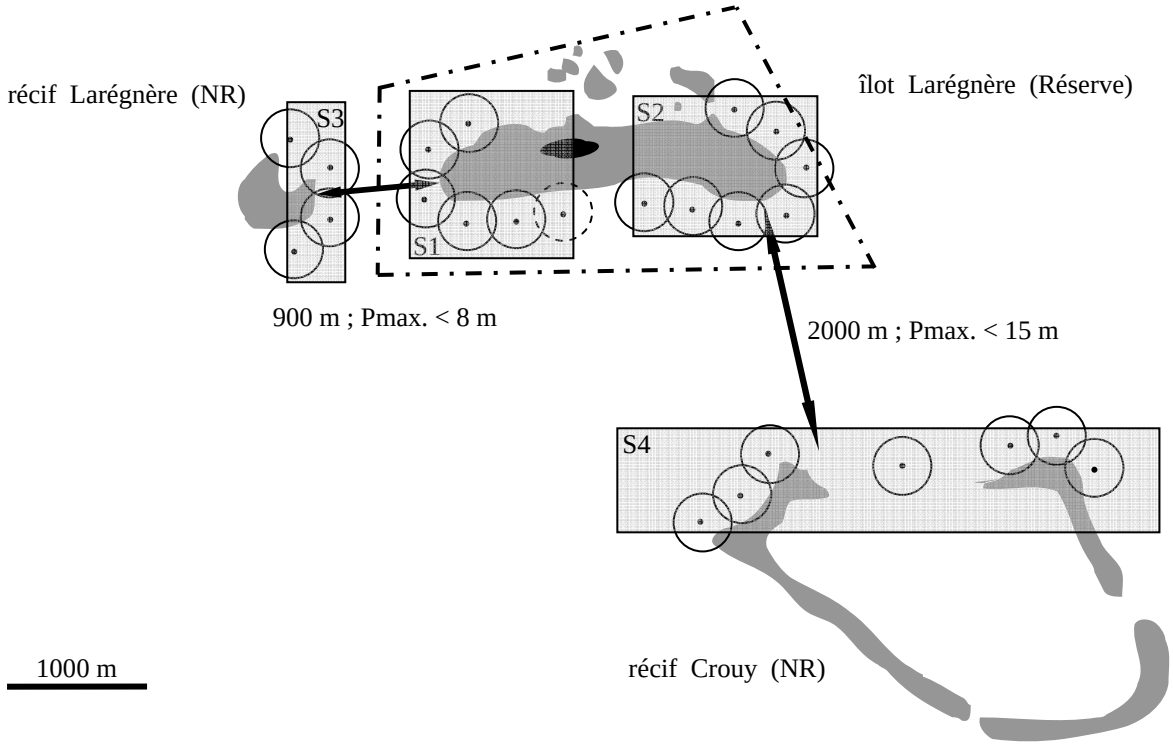


Fig. 29. Position des hydrophones dans la zone d'étude.

Les cercles indiquent la zone minimale de détection du signal autour de chaque hydrophone. Le cercle en pointillé indique la position d'un hydrophone qui a été retiré en cours d'expérience. NR : zone non protégée. S1 à S4 : secteurs définis pour l'installation des hydrophones. Pmax. : profondeur maximale. Les pointillés autour de Larégnère indiquent les limites juridiques de la réserve.

Entre juillet 2005 et janvier 2007, 23 hydrophones ont été installés de façon permanente entre 4 m et 13 m de profondeur, au pied des récifs de la zone d'étude (Fig. 29). Le nombre d'hydrophones disponibles ne permettant pas de couvrir l'ensemble des récifs, 4 secteurs (S1-S4) ont été définis pour installer les récepteurs : les pointes Ouest et Est du récif de la réserve (S1 et S2), la moitié Est du récif Larégnère (S3) et le Nord du récif Crouy (S4) (Fig. 29). Douze hydrophones ont été installés dans la réserve (temporairement 13 cf. Fig. 29), 4 au récif Larégnère et 7 au récif Crouy (Fig. 29).

Suite aux tests réalisés *in situ*, les hydrophones ont été placés à 100 m du bas du tombant et ont été espacés de 350 m au sein d'un même secteur (Fig. 30). Cette disposition a impliqué le chevauchement des champs de réception de 2 hydrophones contigus sur 50 m et a donc permis de maximiser l'étendue du réseau[11] tout en garantissant une couverture continue sur chaque secteur[12]. Les hydrophones ainsi placés ont permis de couvrir 7 800 m linéaires de récif. La zone de détection de chaque hydrophone incluait une partie du platier, la pente récifale et environ 300 m de fonds meubles lagonaires (zone sableuse ou herbier avec des pâtés coralliens isolés) (Fig. 30). La surface couverte par le réseau était d'environ 276 ha : 143 ha dans la réserve (62% du linéaire de récif), 85 ha à Crouy (38% du linéaire de récif) et 48 ha au récif Larégnère (47% du linéaire de récif) (Fig. 30).

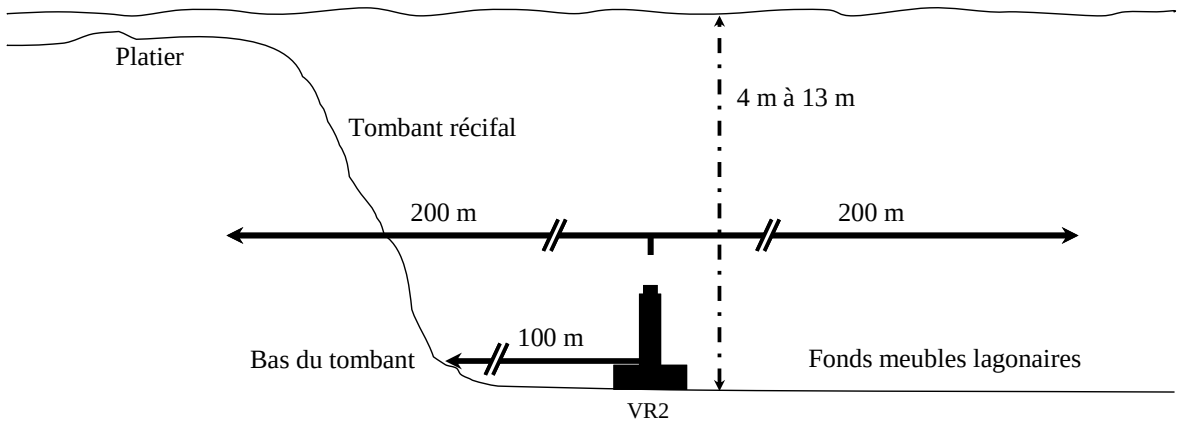


Fig. 30. Représentation schématique de l'installation des hydrophones dans la zone d'étude. VR2 : hydrophone sur son socle.

[11] Nécessaire pour l'étude des déplacements à l'échelle de la zone d'étude.

[12] Nécessaire pour l'étude des déplacements intra-récif

2.2 Espèces étudiées

Quatre espèces ont été retenues dans le cadre de cette expérience : *Epinephelus maculatus*, *Plectropomus leopardus*, *Chlorurus microrhinos* et *Scarus ghobban*. Les critères de sélection de ces espèces sont développés dans le chapitre matériel et méthodes (§ 2).

2.2.1 *Epinephelus maculatus*

Epinephelus maculatus (Bloch 1790, Serranidae) ou grisette est commune dans la région Indo-Pacifique (Est de l'océan Indien et Pacifique Ouest) (Carpenter & Niem 2001). Cette espèce vit dans un environnement corallien jusqu'à 100 m de profondeur (Randall 2005). Les juvéniles colonisent les fonds détritiques des lagons à faible profondeur (Lieske & Myers 2001). Les adultes sont généralement observés autour des massifs coralliens isolés et des dalles dans un environnement algal (Myers 1999, Laboute & Grandperrin 2000, Lieske & Myers 2001, Randall 2005). Carnivore benthique, cette espèce se nourrit de poissons, crustacés et plus occasionnellement de céphalopodes (Myers 1999, Carpenter & Niem 2001). *E. maculatus* est hermaphrodite protogyne (Loubens 1980). La taille de première maturité sexuelle a été estimée a environ 24 cm (longueur standard) (Loubens 1980, Sadovy 1996). Sa période de reproduction se situerait entre fin septembre/début octobre et fin décembre en Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980, Chauvet com. pers.).

2.2.2 *Plectropomus leopardus*

Plectropomus leopardus (Lacepède 1802, Serranidae) ou saumonée est commune dans la région Pacifique Ouest (Carpenter & Niem 2001). Elle est décrite comme une espèce ubiquiste que l'on retrouve depuis le littoral jusqu'à l'extérieur du récif-barrière jusqu'à 100 m de profondeur (Laboute & Grandperrin 2000, Lieske & Myers 2001). Cette espèce est observée dans une grande variété d'habitats (récifs coralliens, dalles dans un environnement algal, pinacles isolés des fonds sédimentaires) (Laboute & Grandperrin 2000). *P. leopardus* est une espèce diurne décrite comme inactive la nuit (Carpenter & Niem 2001, Lieske & Myers 2001). A l'état adulte, *P. leopardus* se nourrit principalement de poissons alors que les juvéniles mangent également des crustacés (Carpenter & Niem 2001). *P. leopardus* est une espèce hermaphrodite protogyne (Ferreira 1995). La maturité sexuelle est atteinte à environ 20 cm chez cette espèce (Australie, St John 1999). Le changement de sexe s'opèrerait à environ 32 cm en Australie (Allsop & West 2003). Cependant, des femelles matures ont été identifiées entre 21 cm et 47 cm (longueur standard) en Australie (Carpenter & Niem 2001).

De même, des mâles matures ont été identifiés entre 30 cm et 54 cm (longueur standard) (Carpenter & Niem 2001). En Australie, la période de reproduction de cette espèce s'étendrait d'août à décembre avec un pic entre septembre et novembre (Ferreira 1995, Samoilys 1997b, Zeller 1998, Randall 2005, Williams et al 2008). En Nouvelle-Calédonie, la saison de ponte s'étendrait de fin octobre à fin janvier (Loubens 1980, Kulbicki 2007, Chauvet com. pers.).

2.2.3 *Chlorurus microrhinos*

Chlorurus microrhinos (Bleeker 1854, Scaridae) ou perroquet bleu est commun dans la région Pacifique intertropicale (sauf archipel d'Hawaï et îles situées plus à l'Est) (Carpenter & Niem 2001). Cette espèce se rencontre sur les récifs coralliens des lagons et sur la pente externe jusqu'à 35 m de profondeur (Myers 1999, Laboute & Grandperrin 2000, Lieske & Myers 2001). Les juvéniles sont généralement solitaires alors que les adultes peuvent former des bancs (Lieske & Myers 2001). *C. microrhinos* se nourrit principalement d'algues microscopiques ou filamenteuses qui se développent à la surface des substrats durs (dalles coralliennes, coraux morts) (Laboute & Grandperrin 2000, Randall 2005). La nuit, les individus dorment encavés dans les anfractuosités du récif. Cette espèce est décrite comme pouvant établir un home range (Carpenter & Niem 2001). La reproduction de *C. microrhinos* est méconnue. Peu d'informations sont disponibles sur sa taille de maturité sexuelle. En Nouvelle-Calédonie, seuls 7 poissons ont été répertoriés dans la base de donnée de Kulbicki (2007). Les individus matures (mâles et femelles) mesuraient plus de 40 cm. Cette taille est cohérente avec les prévisions de Kulbicki (1992) qui indiquent que les grands Scaridae ont une maturité tardive et que la taille à la première reproduction est supérieure à 60% de la taille maximum (soit 42 cm pour *C. microrhinos*). En Nouvelle-Calédonie, la période de reproduction de *C. microrhinos* se ferait à la fin de la saison chaude (entre février et avril) (Chauvet com. pers.).

2.2.4 *Scarus ghobban*

Scarus ghobban (Forsskål 1775, Scaridae) ou perroquet Rédika est l'espèce de Scaridae la plus répandue (Randall 2005). Elle a été observée notamment en méditerranée orientale (migration lessepsienne) (Bariche & Saad 2005), en mer rouge et de l'Est de l'Afrique à l'Est du Pacifique intertropical (jusqu'en Océanie exceptées à Hawaii et dans les îles situées plus à l'Est) (Myers 1999, Carpenter & Niem 2001, Lieske & Myers 2001, Randall 2005). Cette espèce se rencontre dans tous les environnements récifaux depuis le littoral (incluant les mangroves) jusqu'à l'extérieur du récif-barrière (Myers 1999, Carpenter & Niem 2001,

Lieske & Myers 2001). *S. ghobban* est généralement observé autour des récifs peu profonds (< 30 m) et dans les fonds meubles adjacents des lagons et des baies (Randall 2005). Généralement solitaire à l'âge adulte, les juvéniles se rencontrent habituellement en bancs (Lieske & Myers 2001). *S. ghobban* se nourrit principalement du film d'algues microscopiques ou filamenteuses qui se développent à la surface des substrats durs (dalles coralliennes, coraux morts) (Laboute & Grandperrin 2000, Randall 2005). La nuit, les individus dorment cachés dans les anfractuosités du récif et des dalles (Randall 2005) ou sous les massifs coralliens isolés des herbiers (Chateau & Gerbault obs. pers.). *S. ghobban* est une espèce hermaphrodite protogyne (Allsop & West 2003). En Nouvelle-Calédonie, les premiers individus matures (mâles et femelles) répertoriés par Kulbicki (2007) mesuraient 23 cm. Le changement de sexe pourrait s'opérer vers 29 cm au Seychelles (Allsop & West 2003). En Nouvelle-Calédonie, la période de reproduction de *S. ghobban* est méconnue. Chauvet (com. pers.) indique néanmoins que la période de reproduction de cette espèce se ferait à la fin de la saison chaude (entre février et avril). Des individus présentant des gonades à un stade de maturation avancée (stade 4 sur une échelle en comprenant 5) ont été observés en mars par Kulbicki (2007).

2.3 Capture, marquage et remise du poisson en milieu naturel

Les protocoles de capture, de marquage et de réintroduction des poissons sont détaillés dans le chapitre matériel et méthodes (§ 3 à § 7). Sur 47 poissons capturés sur les récifs de la zone d'étude, 45 individus (23 cm à 65 cm LF) ont été marqués puis relâchés avec succès (96%) : 7 *E. maculatus* (23 cm à 46 cm), 12 *P. leopardus* (34 cm à 65 cm), 13 *C. microrhinos* (27 cm à 50 cm) et 13 *S. ghobban* (30 cm à 48 cm). Les 2 autres poissons sont des Scaridae mort durant l'anesthésie (4% de perte). La majorité des poissons marqués dépassaient théoriquement la taille de première maturité sexuelle (100% des *P. leopardus*, 100% des *S. ghobban* et 86% des *E. maculatus*) (Fig. 31). Si on considère que *C. microrhinos* est mature à 40 cm (Kulbicki 1992, 2007), 77% des individus étudiés étaient théoriquement immatures durant l'expérience.

La majorité des *C. microrhinos* (62%) et des *E. maculatus* (86%) étudiés avait une taille située dans la moitié supérieure de la gamme présentée par l'espèce (taille > 50% de la taille maximale) (Fig. 31). En revanche, la majorité des *P. leopardus* et des *S. ghobban* étudiés était de petite taille par rapport au maximum répertorié pour l'espèce (92% entre la taille de

première maturité sexuelle et 50% de la taille maximale) (Fig. 31). Les caractéristiques des individus étudiés sont détaillées en annexe 5.

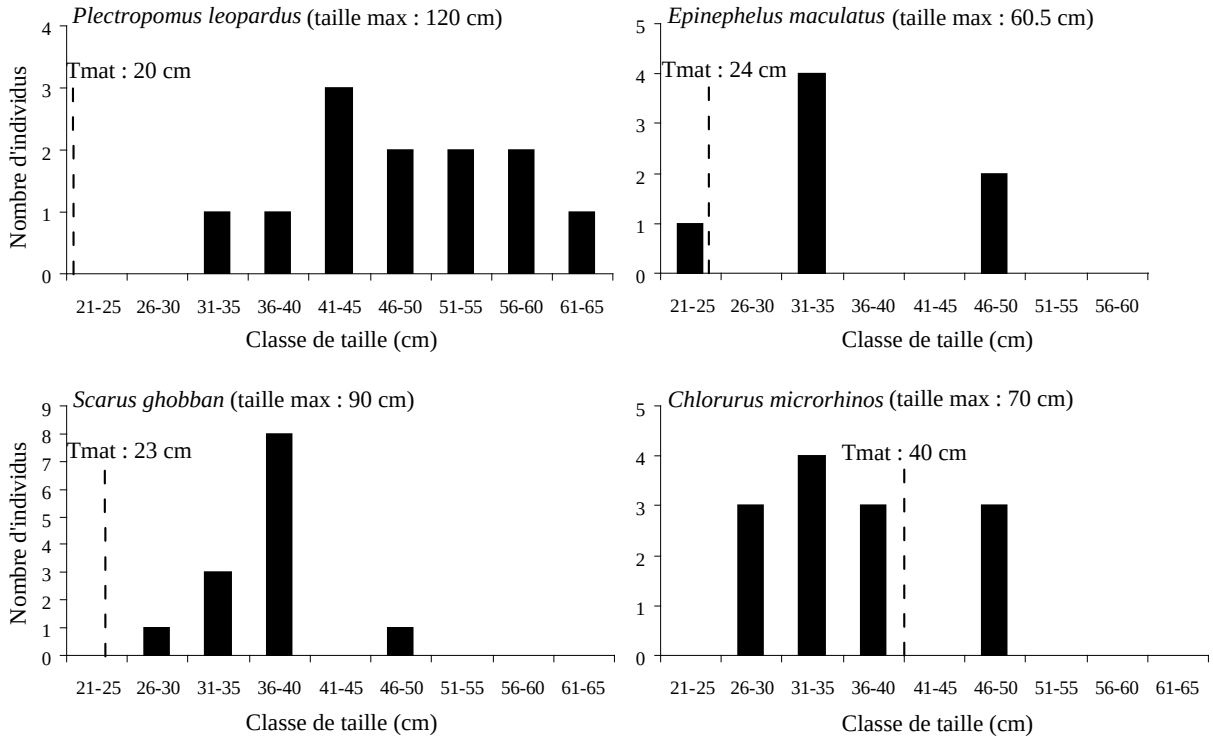


Fig. 31. Distribution du nombre de poissons étudiés en fonction de la taille (T) (longueur à la fourche).

21-25 : 21 cm ≤ taille ≤ 25 cm. Taille max : taille maximale répertoriée chez l'espèce, Tmat : taille à maturité sexuelle (d'après Kulbicki 1992, 2007, St John 1999, données Fishbase 2007).

Avant le marquage, la majorité des poissons ont été conservés dans un bassin de 2 000 l pour une période de suivi préopératoire (en moyenne 5.6 ± 4.8 jours). Trois individus ont été marqués *in situ* (cf. chapitre matériel et méthodes § 5). Un émetteur acoustique leur a ensuite été implanté par chirurgie. Les poissons ont été relâchés dans la zone d'étude après une période de suivi post-opératoire (en moyenne 4.3 ± 2.7 jours). Aucune mortalité ou dégradation de leur état sanitaire n'a été observée pendant cette période. Le poids de la marque dans l'eau n'a pas dépassé 1% du poids des animaux. Les poissons ont été relâchés par des plongeurs à proximité d'abris potentiels afin de limiter leur stress et l'attaque possible de prédateurs. Pendant le suivi, des observations régulières ont été réalisées en plongée pour observer le comportement des poissons dans la zone d'étude.

Dans le but de préciser la nature des interactions entre les 3 récifs, 9 expériences basées sur les lieux de capture et de remise en milieu naturel avaient été proposées dans le projet de thèse (Chateau 2004). Ces expériences, liées au fait de pouvoir capturer et relâcher des poissons sur

3 récifs différents, devaient permettre de tester un nombre variable d'hypothèses concernant la nature des interactions observées (ex. émigration depuis la réserve, immigration vers la réserve, échanges indépendants du statut de protection, etc.). Le nombre limité de marques et d'individus disponibles nous a contraint à privilégier certaines expériences par rapport à d'autres.

Vingt huit individus (62%) ont été pêchés et relâchés dans la réserve. Dix individus (22%) ont été pêchés hors de la réserve et relâchés dans la réserve. Seulement 7 individus (16%) ont été capturés et relâchés sur l'un des récifs non protégés. Ce déséquilibre est lié (a) à la difficulté de capturer les espèces cibles hors de la réserve, (b) à l'ordre de priorité des expériences défini lors du projet de thèse et (c) au risque de perdre les poissons trop rapidement hors de la réserve (effort de pêche plus important, réseau d'hydrophones limité) et donc de ne pas garantir une quantité de données exploitables suffisante. Un résumé des manipulations du lieu de pêche et de remise en milieu naturel est présenté dans le tableau ci-dessous (Tab. 10).

Tab. 10. Résumé des expériences de manipulation des lieux de pêche et de remise en milieu naturel réalisées dans l'expérience principale.

P : lieu de pêche ; R : lieu de remise en milieu naturel. P = R : les poissons ont été relâchés sur leur site de capture. P ≠ R : les poissons ont été relâchés sur le même récif mais ont été déplacés. Les parenthèses indiquent le nom du récif non protégé concerné. rL : récif Larégnère ; rC : récif Crouy.

	P et R dans la réserve		P hors de la réserve et R dans la réserve	P et R hors de la réserve		Total
	P = R	P ≠ R		P = R	P ≠ R	
Plectropomus leopardus	7	4	1 (rL)	0	0	12
Epinephelus maculatus	0	2	3 (rC)	2 (rC)	0	7
Scarus ghobban	5	2	3 (rC)	3 (rC)	0	13
Chlorurus microrhinos	5	3	3 (rL)	0	2 (rL)	13
Total	28		10	7		45

Dix poissons (22% ; 1 *P. leopardus*, 3 *E. maculatus*, 3 *S. ghobban* et 3 *C. microrhinos*) ont été relâchés sur un récif différent de celui sur lequel ils avaient été capturés (Tab. 10). Trente cinq poissons (78% ; 4 espèces) ont été relâchés sur leur récif de capture. Parmi ces poissons, treize (37% ; 4 *P. leopardus*, 2 *E. maculatus*, 2 *S. ghobban* et 5 *C. microrhinos*) ont été relâchés sur un site différent de celui sur lequel ils avaient été capturés. Dans la réserve, ce déplacement correspond généralement à un changement de secteur (cf. Fig. 29). Au récif Larégnère, 2 *C. microrhinos* ont été relâchés à moins de 400 m de leur site de pêche à cause de conditions météorologiques défavorables (Tab. 10).

3 Réflexions sur le protocole expérimental utilisé et limites de la méthode

Notre perception des patterns de déplacement et l'évaluation de la connectivité entre les récifs peut être affecté par le positionnement des hydrophones dans la zone d'étude, la qualité de la réception du signal, la survie des poissons et l'impact du protocole utilisé sur leur comportement (capture, marquage, conditionnement, etc.). Au terme de ce travail de thèse, cette partie propose une réflexion sur le protocole expérimental utilisé et sur la nature des données obtenues. Les limites expérimentales présentées ne seront pas redéveloppées dans les discussions ultérieures.

La qualité de la détection du signal a été testée lors de la mise en place du réseau (cf. chapitre matériel et méthodes § 1.2.3 pour détails). Les données recueillies ont montré qu'un individu était potentiellement détecté si celui-ci se trouvait dans le champ de réception d'un hydrophone au moment où la marque émettait. Les résultats de ces tests suggèrent cependant que le taux de détection d'un poisson est variable car il dépend directement de l'environnement dans lequel il évolue, notamment de la présence d'obstacles physiques entre lui et l'hydrophone. Heupel et al. (2006) ont suggéré que la qualité de la détection (nombre de signaux reçus par rapport au nombre de signaux émis, distance de réception du signal par l'hydrophone) pouvait être perturbée par des sources sonores d'origine biologiques, physiques (pluie, vagues, vent, etc.) ou anthropogéniques (moteurs de bateau, travaux sous-marins, etc.). Ces observations et le fait que les marques émettent de façon discontinue (aléatoirement toutes les 40 à 120 s) font que l'interprétation du nombre de détections et de son évolution spatio-temporelle est délicate à une fine échelle. Dans ce cas, les liens entre la détection d'un poisson et son activité sont difficiles à analyser à moins de connaître précisément la géomorphologie (zone d'ombre, etc.), le substrat (localisation des abris, etc.) et l'évolution des paramètres environnementaux dans la zone d'étude. Un environnement différent peut donc induire une variabilité importante du nombre de détections chez des individus ayant pourtant le même comportement ou une activité identique (recherche de nourriture, mouvements autour d'un refuge, etc.).

La survie des individus aux manipulations (capture, marquage, conditionnement) est un élément nécessaire au suivi à long terme des poissons et de leurs déplacements. Thorsteinsson (2002) a indiqué que l'implantation intrapéritonéale était successible d'induire un taux de mortalité important car elle nécessitait une anesthésie profonde, une manipulation relativement longue, l'ouverture de la cavité générale et l'introduction d'un corps étranger

dans le poisson. Il indique cependant que la mortalité interviendrait rapidement (quelques heures, quelques jours voire exceptionnellement quelques semaines). Passé ce délai, l'arrêt de la détection ne serait probablement liée qu'à la mort de l'individu (prédation, maladie, parasitisme, pêche, etc.) ou à son départ en dehors de la zone couverte par les hydrophones. Les marques utilisées autorisaient un suivi sur une période théorique de 375 jours. Deux poissons (un *P. leopardus* et un *C. microrhinos*) ont été détectés moins d'une journée dans la zone d'étude (Fig. 32). La période de détection des autres individus (43 poissons) a varié entre 8 jours (2.7% de la durée de suivi possible) et 531 jours (141.6% de la durée de suivi possible) (moyenne : 162 ± 142 jours) (Fig. 32). Vingt-sept poissons (60%) ont été détectés pendant moins de la moitié de la durée théorique de fonctionnement de leur marque. Onze poissons (24%) ont même été détectés moins d'un mois par les hydrophones (Fig. 32). L'analyse des patterns de déplacement indique que 45% de ces poissons faiblement détectés (< 1 mois) ont réalisés avec certitude des mouvements inter-récifs (cf. § 4 et § 5 de ce chapitre).

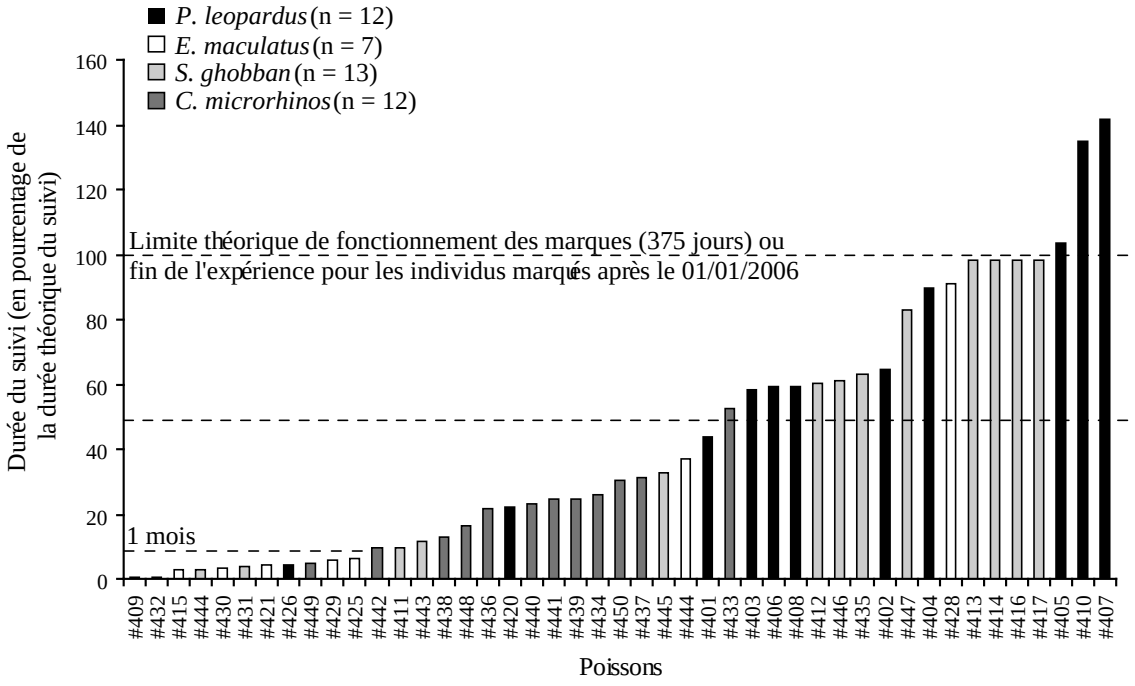


Fig. 32. Durée de détection des poissons dans la zone d'étude (en pourcentage de la durée théorique de fonctionnement des marques ou de la durée entre le jour de leur réintroduction et la fin de l'expérience pour les poissons marqués après le 01/01/2006).

Ces résultats confirment les données de l'étude pilote et montrent que le protocole expérimental utilisé permet de suivre des poissons à long terme et qu'une courte période de détection peut être associée au déplacement des individus hors du réseau d'hydrophones. De manière plus anecdotique, un *C. microrhinos* marqué dans le cadre ce programme a été

recapturé 14 mois après, lors une mission de marquage dans la réserve de l'îlot Larégnère (cf. détails dans Imirizaldu 2007). Ce poisson, réopéré par erreur, ne présentait ni cicatrice, ni infection, ni lésion visible (Chateau & Imirizaldu obs. pers.). Bien que ponctuelle, cette observation confirme que les poissons peuvent récupérer complètement de l'opération et que la méthodologie employée permet leur survie à notre échelle temporelle d'observation.

Le protocole expérimental pourrait modifier le comportement des individus marqués (inactivité, suractivité), affecter leurs activités (déplacements, recherche de nourriture ou d'un abris, défense d'un territoire, etc.) et donc diminuer leur chance de survie lors de leur réintroduction dans le milieu (affaiblissement, surexposition aux prédateurs). L'effet des marques ou des techniques de marquage sur le comportement des poissons a été relativement peu étudié car cet aspect est difficile à mesurer sans rajouter des biais importants et qu'il nécessiterait des études spécifiques, généralement difficiles à intégrer aux programmes de suivi déjà longs et coûteux à mettre en place (Thorsteinsson 2002). L'étude pilote, le suivi post-opératoire et les observations sous-marines réalisées lors de la réintroduction des individus dans leur milieu n'ont montré aucun effet durable (visible) du marquage sur leur flottabilité, leur posture ou leurs performances de nage (Chateau obs. pers.). Parsons et al. (2003) ont également démontré que le niveau de déplacement de *Pagrus auratus* (Sparidae) n'était pas affecté par la procédure chirurgicale d'implantation intrapéritonéale. En revanche, il est possible que la pêche, le maintien en captivité et le changement de milieu imposé par le protocole expérimental affecte le comportement des poissons. L'absence de prise de nourriture chez les Scaridae pendant leur maintien en captivité (4 à 7 jours) a par exemple pu modifier leur comportement lors de la remise en milieu naturel (recherche active de nourriture). De plus, lors de leur capture, les poissons ont été retirés d'un environnement connu (localisation des ressources, des abris, des prédateurs, etc.) dans lequel ils réalisaient leurs activités, en relation avec des congénères ou des individus d'autres espèces (recherche de nourriture, défense d'un territoire, reproduction, etc.). Après 4 à 22 jours de captivité, les poissons ont été réintroduits dans un environnement familier ou non, dans lequel ils ont dû réapprendre l'emplacement des ressources, des refuges, des abris nocturnes, etc. et établir de nouvelles relations avec les organismes résidents (compétiteurs, prédateurs, etc.). Il est possible que cette étape ait affecté leur comportement (au moins à court terme), notamment leur mobilité. McDougall & Kramer (2007) ont par exemple étudié les conséquences d'une relocalisation du home range sur le comportement à court terme (2 jours) d'une espèce territoriale de poisson demoiselle (*Stegastes diencaeus*, Pomacentridae). Ils ont comparé le

comportement des individus immigrants avec celui des congénères résidents dans un habitat où des abris avaient été libérés expérimentalement. Leurs résultats indiquent, par exemple, que les nouveaux arrivants se nourrissent moins, sont plus agressifs, utilisent un territoire plus petit mais se déplacent plus que les individus résidents (McDougall & Kramer 2007). Ces auteurs suggèrent également que les espèces possédant un home range de grande taille (par rapport à celui des Pomacentridae) privilégieraient l'exploration de leur nouvel environnement même si cela les surexpose à la prédation (McDougall & Kramer 2007). Ce phénomène est probablement amplifié dans le cas où un poisson a été réintroduit dans un habitat différent de celui sur lequel il avait été capturé. Quelques études sur des rongeurs (*Microtus* spp.) suggèrent également que les animaux réintroduits dans un environnement inconnu présentent un taux de mouvement plus important (Jacquot & Solomon 1997) et un home range plus grand (Pusenius et al. 2000) que les animaux relâchés dans un environnement familier. Cependant, même si elles existent, les modifications comportementales liées à la réintroduction des individus dans le milieu serraient temporaires. Helfman & Schultz (1984 *in* Helfman 1993) ont par exemple montré que des juvéniles d'Haemulidae déplacés expérimentalement étaient capables d'apprendre les routes migratoires entre leurs sites diurnes et leurs sites nocturnes en suivant pendant une courte période les congénères résidents.

4 Etude de la connectivité entre les récifs de la zone d'étude

Ces résultats ont été partiellement présentés à *l'European Symposium on Marine Protected Areas* (Murcia, 2007) sous la forme : Evidence of fish movements between a marine reserve and two unprotected reefs in a fragmented habitat in New Caledonia, as determined by acoustic telemetry (cf. résumé en Annexe 6).

4.1 Introduction

Comme évoqué dans l'introduction générale de ce chapitre, peu de travaux ont examiné le déplacement des poissons coralliens à long terme, dans un habitat corallien fragmenté. Chapman & Kramer (1999) ont suggéré que leurs déplacements étaient influencés par des différences de qualité de l'habitat ou la présence de barrières physiques tels que de larges zones de fonds meubles lagonaires. Cette hypothèse suggère que le haut niveau de fragmentation des habitats dans la zone d'étude devrait limiter la connectivité entre les récifs. Dans ce contexte, le travail proposé a comme premier objectif d'évaluer les capacités de

dispersion des espèces étudiées et le niveau de transfert de poissons entre l'îlot Larégnère, le récif Crouy et le récif Larégnère.

4.2 Particularités du protocole expérimental

La description du matériel utilisé ainsi que le protocole de marquage des poissons sont détaillés dans le chapitre matériel et méthodes. Un rappel concernant la zone d'étude et la mise en place du réseau d'hydrophones est présenté au début de ce chapitre (§ 2). Cette étude a été réalisée sur l'ensemble des poissons marqués (45 individus, 4 espèces) (cf. § 2 de ce chapitre).

Dans cette partie, seuls les transferts et le sens des déplacements entre les récifs ont été étudiés. L'expression « mouvements inter-récifs » fait exclusivement référence aux déplacement détectés d'un individu entre deux récifs de la zone d'étude. Un poisson a changé de récif quand il a été détecté au moins une fois par un des hydrophones d'un récif différent de celui sur lequel il évoluait. Les distances ont été mesurées en utilisant le logiciel ArcGis© et une image satellite géoréférencée (Quickbird). Elles représentent la distance linaire minimale entre les limites des champs de réception des hydrophones concernés.

Les différences de la proportion d'individus par espèce à avoir réalisé des changements de récif ont été testées par un test de rang de Wilcoxon. Les différences du nombre de changements réalisés par individu ont été testées par un test du χ^2.

4.3 Résultats

Aucun changement de récif n'a été détecté pour 36 poissons (80% des individus étudiés). Neuf poissons (20% des individus étudiés) ont été détectés sur un récif différent de celui sur lequel ils avaient été relâchés. Quand les individus ont effectué un changement de récif, la majorité d'entre eux (8 poissons ; 89%) n'ont été détectés que sur deux récifs. Un seul individu (*E. maculatus* #425) a été détecté sur les trois récifs pendant sa période de détection (24 jours).

Des mouvements inter-récifs ont été détectés pour au moins un individu de chaque espèce étudiée. Cependant la proportion des individus ayant changé de récif varie selon l'espèce (test de rang de Wilcoxon, p = 0.08) (Fig. 33) : 8% (1 poisson) pour *P. leopardus*, 15% (2

poissons) pour *C. microrhinos*, 23% (3 poissons) pour *S. ghobban* et 43% (3 poissons) pour *E. maculatus* (Fig. 33).

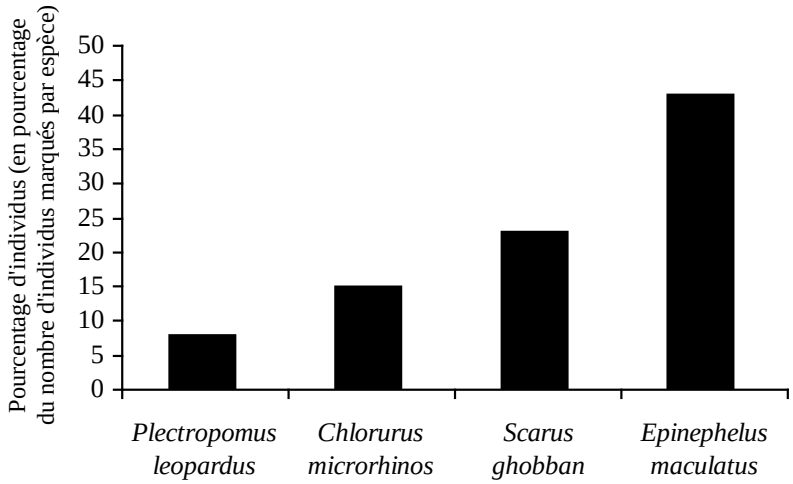


Fig. 33. Pourcentage d'individus pour lesquels au moins un changement de récif a été détecté (en pourcentage du nombre d'individus marqués par espèce).

Les 9 poissons ont réalisé 1 à 10 changements de récifs pendant leur période de détection dans la zone (1 à 342 jours, moyenne : 116 ± 131 jours). Le nombre de changements détectés a varié significativement selon les individus (4 espèces confondues) (χ^2 ; $p \leq 0.05$). Trois poissons (33% ; 1 *P. leopardus*, 1 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) ont réalisé un seul changement de récifs (Tab. 11). Les 6 autres individus (67%) ont réalisé 2 à 10 mouvements inter-récifs (Tab. 11). Les poissons qui ont effectué le plus de transferts sont 3 *E. maculatus* (3, 4 et 5 changements sur 10 à 342 jours) et 2 *S. ghobban* (3 et 10 changements sur une période de détection de 237 et 14 jours respectivement) (Tab. 11).

Au total, 30 changements de récifs ont été détectés pendant la période de suivi :

- La plupart (22 mouvements, 73%) ont été détectés entre la réserve et le récif Larégnère (situé à 900 m) (Tab. 11). Parmi eux, 14 mouvements (64%) ont été réalisés depuis la réserve vers le récif Larégnère (Tab. 11). Ces mouvements ont concerné au moins un individu de chaque espèce. Huit mouvements (36%) ont été réalisés depuis le récif Larégnère vers la réserve (Tab. 11). Ces mouvements ont concerné *E. maculatus*, *S. ghobban* et *C. microrhinos*.
- Seuls 6 mouvements (20%) ont été détectés entre la réserve et le récif Crouy (Tab. 11). 67% d'entre eux (4 mouvements) ont été observés depuis le récif Crouy vers la réserve et 33% (2 mouvements) depuis la réserve vers le récif Crouy (Tab. 11).

Tous les mouvements impliquant le récif Crouy ont été réalisés par *E. maculatus* (2 poissons).

- Un seul mouvement a été détecté entre les deux récifs non protégés (3%) et concerne un *E. maculatus* (Tab. 11).
- Un *S. ghobban* qui avait été relâché dans la réserve a été pêché sur un haut fond proche du récif du Prony situé à 6 km au Nord de l'îlot Larégnère (3% des mouvements) (Fig. 4).

Tab. 11. Nombre (N) et sens des changements de récifs identifiés par individu.

Les flèches indiquent le sens du transfert. rC : récif Crouy, rL : récif Larégnère, rP : récif du Prony (Fig. 4). Aucun changement de récif n'a été détecté depuis le récif Crouy vers le récif Larégnère.

	N	Réserve ↓ rC	Réserve ↓ rL	Réserve ↓ rP	rC ↓ Réserve	rL ↓ Réserve	rL ↓ rC
P. leopardus							
#408	1		1				
E. maculatus							
#428	3		2			1	
#415	4	2			2		
#425	5		2		2		1
S. ghobban							
#444a	1			1			
#435	3		2			1	
#431	10		5			5	
C. microrhinos							
#432	1		1				
#433	2		1			1	
Total	30 (100%)	2 (6.7%)	14 (46.7%)	1 (3.3%)	4 (13.3%)	8 (26.7%)	1 (3.3%)

Quatre des 9 poissons ayant changé de récif (44%) ont réalisé un déplacement unidirectionnel depuis la réserve vers un récif non protégé. Tous ces poissons ont été pêchés et relâchés dans la réserve. Trois d'entre eux (1 *P. leopardus*, 1 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) se sont déplacés de la réserve vers le récif Larégnère. Le quatrième individu (*S. ghobban*) s'est déplacé vers un récif non protégé situé à 6 km au Nord de la réserve (Fig. 4). Les 5 autres poissons ont réalisé plusieurs déplacements inter-récifs (2 à 10 mouvements). Trois d'entre eux (60%) ont été pêchés et relâchés dans la même zone alors que les 2 autres individus (40%) ont été pêchés sur un récif non protégé et relâché dans la réserve.

4.4 Discussion

Neuf des 45 poissons marqués ont réalisé avec certitude un ou plusieurs déplacements entre les récifs de la zone d'étude. Ce chiffre est probablement sous-estimé car 60% des individus

ont été faiblement détectés (moins de 50% de la durée théorique de fonctionnement de la marque), qu'il a été montré qu'une courte période de détection pouvait être associée au déplacement des poissons hors du réseau et que les hydrophones ne couvraient pas la totalité des récifs étudiés (entre 22% et 62% du linéaire). Quoi qu'il en soit, le nombre significatif de mouvements inter-récifs observés pendant cette expérience prouve la capacité des espèces étudiées à réaliser des déplacements à une échelle spatiale moyenne dans un habitat fragmenté (510 m à 6 000 m) et suggère que les populations des 3 récifs étudiés sont connectées en dépit de leur séparation par des fonds meubles lagonaires. Ces observations contrastent avec les hypothèses généralement documentées que les grandes étendues de substrats meubles constituent des barrières physiques au déplacement des espèces coralliennes entre récifs (Barrett 1995, Ogden & Buckman 1973, Kramer & Chapman 1999, Chapman & Kramer 2000). Malgré un grand nombre d'individus marqués (1 443 poissons ; 35 espèces dont des Scaridae et des Serranidae), Chapman & Kramer (2000) n'ont par exemple observé que 4 déplacements (2 *Lutjanus apodus*, 2 *Acanthurus bahianus*) entre des récifs séparés par plus de 20 m de sable et de débris coralliens.

La proportion d'individus à avoir réalisé des déplacements inter-récifs a varié entre les espèces. Le plus faible taux a été observé pour *P. leopardus* pour qui 1 seul spécimen a réalisé un changement de récif (8% des individus étudiés). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Davies (1995) qui a étudié les mouvements de cette espèce entre 5 récifs distants de 200 à 1 500 m sur la Grande Barrière (Australie). Au cours de 5 campagnes d'échantillonnage (2 ans de suivi), moins de 1% des individus marqués ont été recapturés sur un récif différent de celui sur lequel ils avaient été pêchés. Zeller (1998) a également observé quelques déplacements inter-récifs (3 à 11 km) chez cette espèce (3 individus sur 35 étudiés). Ces déplacements étaient liés à la reproduction (migration vers un site de ponte) ce qui n'est pas le cas dans cette étude. A ma connaissance, les modalités de déplacement inter-récifs n'ont pas été examinées pour les 3 autres espèces étudiées. Pendant la durée de l'expérience, 15% des *C. microrhinos* et 23% des *S. ghobban* ont réalisé des changements de récif. Ces espèces ont été décrites comme très mobiles à court terme, dans un habitat continu (Kulbicki 2007). Cependant, aucune information n'est actuellement disponible quant à leur capacité de dispersion à une échelle supérieure, dans un habitat fragmenté. L'espèce qui a présenté le plus fort taux d'individus à avoir réalisé des mouvements inter-récifs est *E. maculatus* (43% des individus étudiés). Ce résultat est particulièrement surprenant car cette espèce a été décrite comme étant sédentaire à cette échelle spatiale d'observation (Kulbicki 2007). Au sein d'une

même espèce, le nombre de changements de récif a varié selon les individus. Quelques études ont montré que la variabilité individuelle du comportement pouvait générer un continuum de mobilité à l'intérieur d'une même espèce (Ogden & Buckman 1973, Attwood & Bennett 1994, Meyer 2003, Parsons et al. 2003, Egli & Babcock 2004). Ces variations individuelles pourraient être liées au stade de développement, à la taille, au sexe ou être une réponse à la disponibilité des ressources, au niveau de prédation, au parasitisme ou à la compétition (Magurran 1993). Ces différences pourraient donc être déterminées génétiquement ou résulter du développement, de l'environnement ou de l'expérience (Magurran 1993). Les différences interspécifiques identifiées dans le cadre de cette étude pourraient donc être en partie liées au protocole expérimental, et principalement au faible nombre d'individus étudiés par espèce qui augmenterait le poids des variations individuelles par rapport aux caractéristiques spécifiques moyennes.

Les échanges ont été plus importants entre les deux récifs les plus proches (îlot Larégnère et récif Larégnère). Ces résultats suggèrent que la connectivité entre deux structures récifales pourrait être liée à la distance qui les sépare. Cependant, les différences observées pourraient aussi être une conséquence du protocole expérimental mis en place : taux de couverture variable selon les récifs ; absence des habitats essentiels à une ou plusieurs espèces dans la zone couverte par certains hydrophones ; protocole expérimental non balancé. L'état initial des peuplements a par exemple montré que *C. microrhinos* ne présentait pas une répartition homogène sur les portions de récif étudiées (données extraites de Chateau & Wantiez 2005). Au récif Larégnère, cette espèce a été observée sur 67% des stations situées dans le réseau alors qu'elle n'a quasiment jamais été observée au Nord du récif Crouy (uniquement deux individus observés sur une seule station). Ces différences pourraient être liées à la distribution hétérogène des habitats essentiels dans la zone d'étude et expliquerait l'absence de transfert de cette espèce vers le récif Crouy. Les échanges pourraient également être affectés par les caractéristiques du substrat entre les récifs. La présence de massifs coralliens isolés ou de dalle corallienne dégradée dans l'herbier pourrait faciliter les mouvements inter-récifs, créant ainsi des corridors entre les niches écologiques des poissons. Cette hypothèse est renforcée par l'observation régulière de fortes densités de poissons le long d'une faille située entre la réserve et le récif Larégnère (Chateau & Bouilleret obs. pers.).

5 Etude des patterns de mouvement inter-récifs

Ces résultats ont été publiés sous la forme : Chateau O, Wantiez L (2009). Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES Journal of Marine Science.* doi: 10.1093/icesjms/fsn165 (cf. résumé en Annexe 7).

5.1 Introduction

Après avoir évalué les capacités de dispersion des poissons et le niveau de connectivité entre les trois récifs de la zone d'étude, cette partie a pour objectif de déterminer si les mouvements inter-récifs identifiés peuvent être reliés à des processus biologiques ou à des traits comportementaux spécifiques ou individuels.

5.2 Particularités du protocole

La description du matériel utilisé ainsi que le protocole de marquage des poissons sont détaillés dans le chapitre matériel et méthodes. Un rappel concernant la zone d'étude et la mise en place du réseau d'hydrophones est présenté au début de ce chapitre (§ 2). Cette étude a été réalisée sur l'ensemble des poissons marqués (45 individus, 4 espèces) (cf. § 2 de ce chapitre).

Cette partie a pour but de caractériser les patterns de déplacement entre les trois récifs de la zone d'étude. A cette échelle d'observation, les mouvements intra-récifs n'ont pas été décrits sauf s'ils étaient nécessaires à l'explication des déplacements inter-récifs. Les patterns d'utilisation de l'espace ont été identifiés en fonction du nombre de changements de récif effectués et du nombre (ou de la durée) de détection des individus dans la zone, sur le récif de départ et/ou sur le récif d'arrivée. Une relocalisation est définie comme un changement permanent de récif à notre échelle temporelle d'observation. Une excursion correspond à un déplacement temporaire (≤ 4 jours) sur un autre récif, suivi d'un retour sur le récif d'origine.

Les distances ont été mesurées en utilisant le logiciel ArcGis© et une image satellite géoréférencée (Quickbird). Elles représentent la distance linaire minimale entre les limites des champs de réception des hydrophones concernés.

5.3 Résultats

Neuf poissons (20% des individus étudiés) et au moins un spécimen de chaque espèce ont réalisés des mouvements inter-récifs. Quatre patterns de mouvements inter-récifs ont été identifiés (Tab. 12). Chaque pattern a impliqué au moins 1 franchissement des frontières de la réserve. Sept poissons (78% ; toutes espèces) n'ont présenté qu'un pattern pendant la durée de l'expérience. Deux poissons (1 *S. ghobban* et 1 *E. maculatus*, 22% des poissons) ont clairement présenté 2 patterns différents au cours de leur période de suivi.

Tab. 12. Résumé des patterns de mouvements inter-récifs identifiés chez les poissons suivis.

Les données entre parenthèses représentent la proportion par rapport au nombre individus étudiés (total ou par espèce selon le cas).

	Toutes espèces confondues	*Epinephelus maculatus*	*Plectropomus leopardus*	*Chlorurus microrhinos*	*Scarus ghobban*
Nombre d'individus étudiés	45	7	12	13	13
Nombre d'individus à avoir effectué au moins un changement de récif	9 (20%)	3 (43%)	1 (8%)	2 (15%)	3 (23%)
Nombre d'individus ayant relocalisé leur home range	2	1			1
Nombre d'individus ayant réalisé des mouvements plus grands que l'échelle de l'étude	3		1	1	1
Nombre d'individus ayant réalisé des changements multiples de récifs	2	2			
Nombre d'individus ayant réalisé une ou plusieurs excursion(s)	4	1		1	2

Le premier pattern de mouvement (pattern 1) correspond à une relocalisation du home range de certains individus sur un récif différent du récif de réintroduction. Il a été observé chez 1 *E. maculatus* (#428) et 1 *S. ghobban* (#435). Pour *E. maculatus*, ce pattern est caractérisé par un unique changement de récif associé à une forte détection dans la zone d'arrivée (8 734 détections). Ce poisson, pêché au récif Crouy et relâché dans la réserve, a été détecté 2 jours à la pointe Est de la réserve avant de se déplacer au récif Larégnère (le 3ème jour) où il a exclusivement été détecté pendant les 63 jours suivants (Fig. 34). Le changement de récif a été réalisé de nuit (entre 20:20 et 22:15) et correspond à un déplacement linéaire d'environ 1000 m, effectué en 1h 55 min. Chez le *S. ghobban*, ce pattern est caractérisé par un unique changement de récif associé à une forte détection dans les zones de départ (5774 détections) et d'arrivée (6255 détections). Pêché et relâché dans la réserve, ce poisson a été détecté 86 jours à la pointe Ouest de la réserve avant de se déplacer au récif Larégnère où il a exclusivement

été détecté pendant les 150 jours suivants (Fig. 34). Le changement de récif a été réalisé de jour (entre 08:20 et 09:20) et correspond à un déplacement linaire de 510 m, effectué en 56 min.

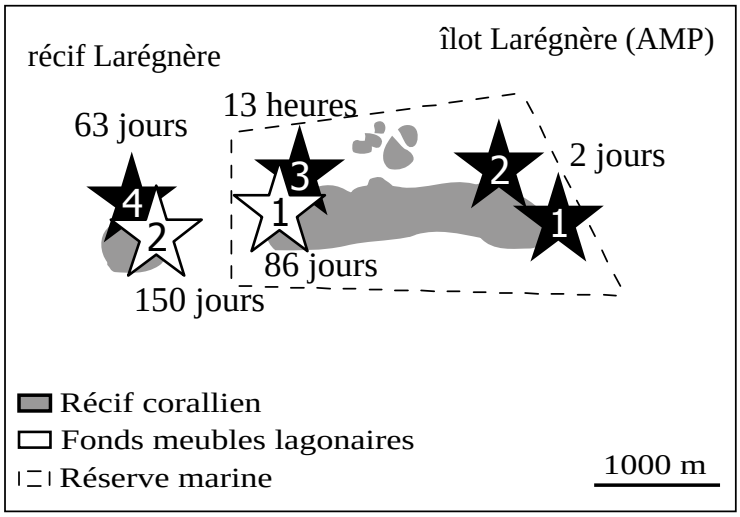


Fig. 34. Pattern 1 : Relocalisation du home range d'un *E. maculatus* (#428, étoiles noires) et d'un *S. ghobban* (#435, étoiles blanches) dans la zone d'étude.

Les étoiles indiquent le site de détection du poisson. Les nombres indiquent la chronologie des détections.

Le deuxième pattern de mouvement inter-récifs (pattern 2) correspond à des déplacements plus grands que l'échelle de l'étude. Ce pattern a été observé chez 3 individus pêchés et relâchés dans la réserve (1 *S. ghobban* #444a, 1 *C. microrhinos* #432 et 1 *P. leopardus* #408). Le *C. microrhinos* a quitté la zone juste après sa remise en milieu naturel en passant par le récif Larégnère où il a été détecté moins de 15 min (Fig. 35). Le changement de récif associé à ce départ (420 m minimum) a été effectué de jour, en 40 min. Le *S. ghobban* (#444a) a été détecté 9 jours dans la réserve avant d'être pêché 12 jours plus tard sur un haut fond proche du récif du Prony, situé à 6 km au Nord du site sur lequel il a été relâché (Fig. 35). Le *P. leopardus* a quitté la zone d'étude en passant par le Sud de la réserve (point 2) puis au large du récif Larégnère (Fig. 35). Ce pattern est caractérisé par un unique changement de récif associé à une forte détection dans la zone de départ (10302 détections) et à une faible détection dans la zone d'arrivée (1 détection). Ce poisson a été détecté 218 jours à la pointe Est de la réserve avant de se déplacer au récif Larégnère où il n'a été détecté qu'une seule fois (Fig. 35). Ce transfert a été réalisé en près de 3 jours (66 h) et correspond à un déplacement linéaire d'environ 3 500 m (point 1 à point 3) (Fig. 35).

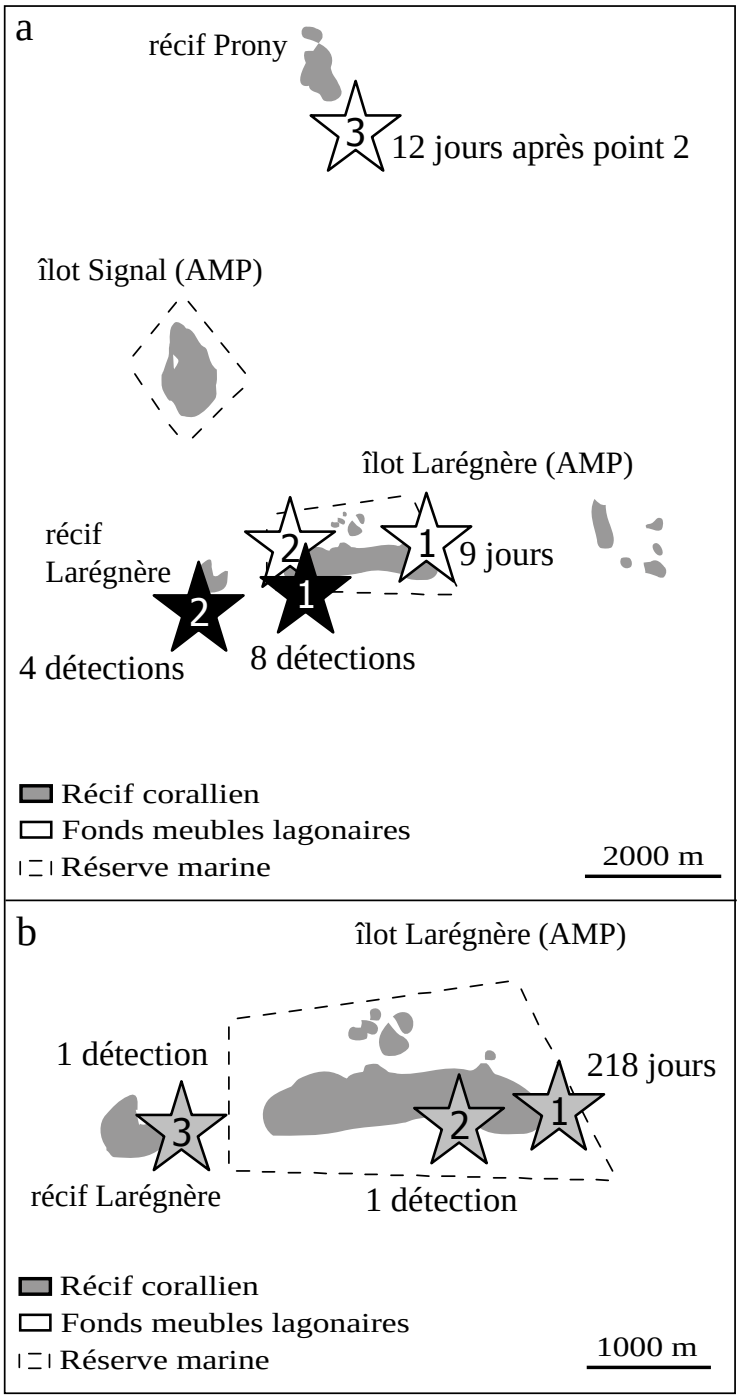


Fig. 35. Pattern 2 : mouvements plus grands que l'échelle de l'étude (étoiles blanches : *S. ghobban*, étoiles noires : *C. microrhinos*, étoiles grises *: P. leopardus*).

Les étoiles indiquent le site de détection du poisson. Les nombres indiquent la chronologie des détections.

Le troisième pattern (pattern 3) correspond à de multiples changements de récifs (4 à 5 par individu) associés à une faible détection, à la fois sur le récif de départ et sur le récif d'arrivée. La détection totale est de 91 à 162 fois plus faible que celle observée pour les patterns précédents (patterns 1 et 2) (< 110 détections). Ce pattern a été observé pour 2 *E. maculatus* (#415, #425) pêchées et relâchés à Crouy (Fig. 36, Fig. 37). Les deux individus ont parcouru

au moins 9 640 m (#415) et 16 900 m (#425) dans les fonds lagonaires séparant les récifs étudiés, en respectivement 9 jours et 23 jours (Fig. 36, Fig. 37). Plusieurs changements de récifs (2 ou 3) ont pu être effectués dans la même journée pour ces deux poissons. Trois transferts sur 4 ont par exemple été réalisés le même jour par l'individu #415 entre le récif Crouy et la réserve, totalisant 7 400 m en moins de 10 heures.

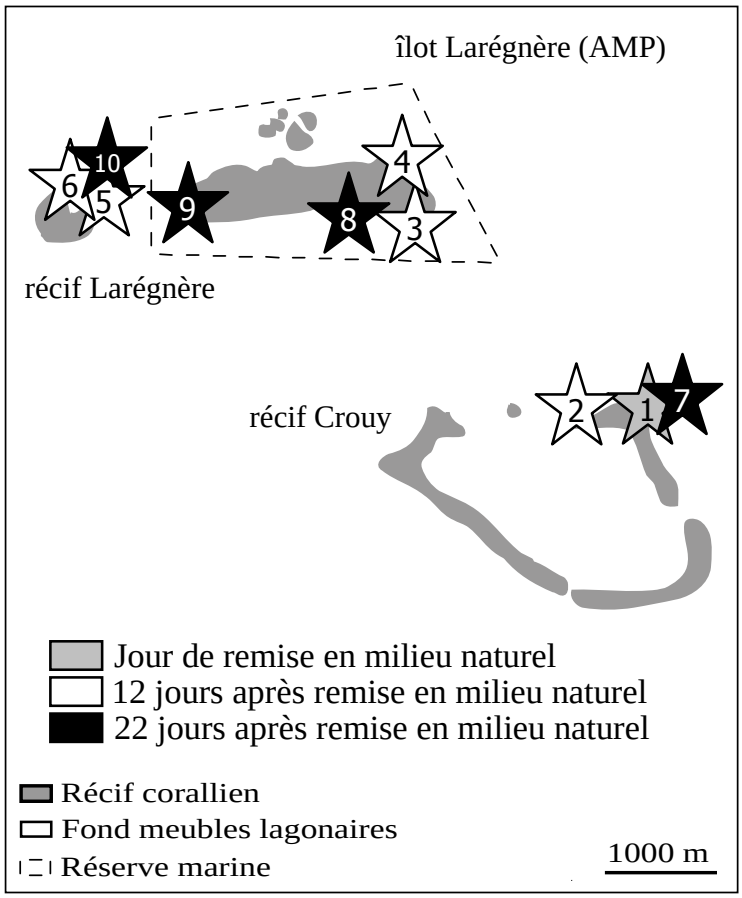


Fig. 36. Pattern 3 : multiples changements de récifs (*E. maculatus* #425).

Les étoiles indiquent le site de détection du poisson. Les nombres indiquent la chronologie des détections.

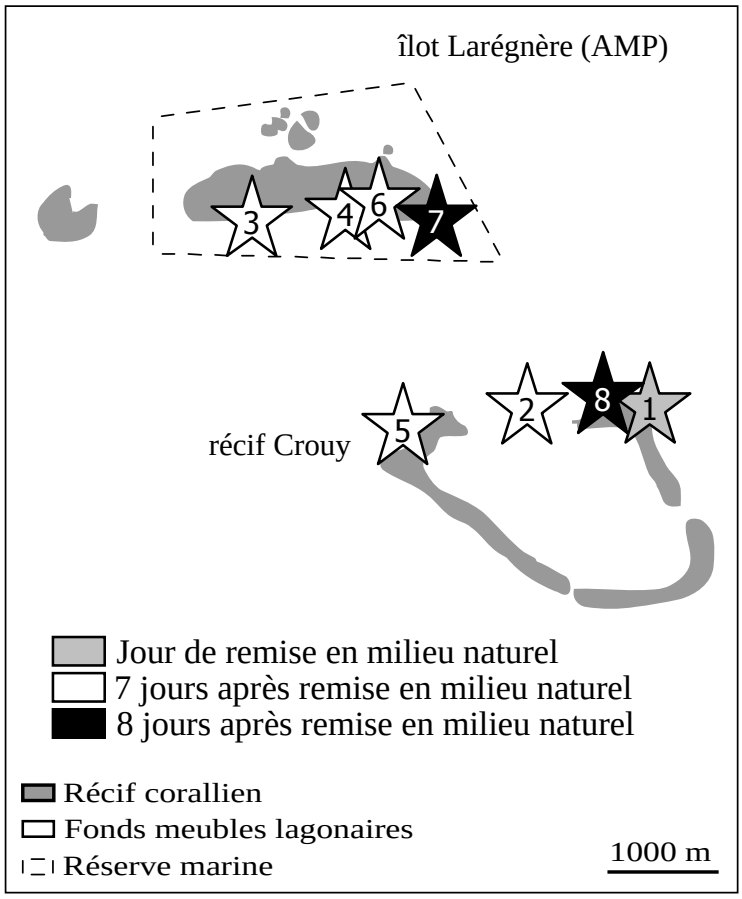


Fig. 37. Pattern 3 : multiples changements de récifs (*E. maculatus* #415).

Les étoiles indiquent le site de détection du poisson. Les nombres indiquent la chronologie des détections.

Le quatrième pattern de mouvement inter-récifs (pattern 4) regroupe des individus qui ont été détectés régulièrement sur un récif (nombre de détection élevé) et qui ont effectués une ou plusieurs excursions temporaires (1 à 5) sur un récif adjacent pendant leur période de détection. Il est caractérisé par un taux de transfert relativement élevé (2 à 10 changements de récif) entre deux récifs (la réserve et le récif Larégnère), associé à une détection importante sur un des deux récifs (93% à plus de 99% des détections). Dans ce pattern, il y a toujours un retour vers le récif de départ. Ce pattern a été observé pour 1 *E. maculatus* (#428), 2 *S. ghobban* (#431, #435) et 1 *C. microrhinos* (#433). La majorité des excursions (88%) ont été réalisées depuis la réserve vers le récif Larégnère. Dans ce cas les individus sont restés au récif Larégnère entre moins de 5 minutes (#433 *C. microrhinos*, #431 *S. ghobban*, #435 *S. ghobban*) et environ 3 heures (#431 *S. ghobban*). Seul l'individu #428 (*E. maculatus*), installé au récif Larégnère depuis 63 jours, a réalisé une excursion de plusieurs jours (4 jours) vers le Nord-est de la réserve (Fig. 38). Ce poisson est ensuite revenu à son point de départ où il a été détecté pendant 271 jours.

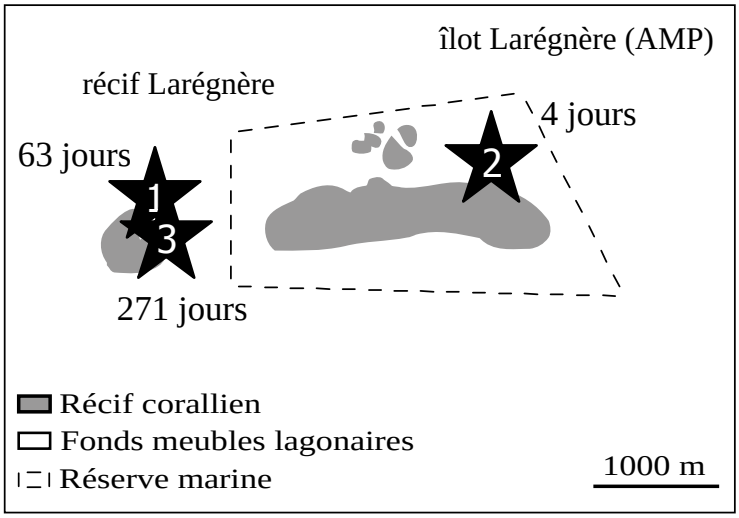


Fig. 38. Pattern 4 : excursion(s) en dehors d'un home range établi (*E. maculatus* #428).

Les étoiles indiquent le site de détection du poisson. Les nombres indiquent la chronologie des détections.

5.4 Discussion

Différents patterns de déplacements inter-récifs ont été identifiés au cours de cette étude. Leurs caractéristiques ont permis de les associer à différents processus post-recrutement documentés chez les poissons coralliens (Sales 1991, Kramer et al. 1997, Kramer & Chapman 1999).

Une relocalisation depuis la réserve a clairement été démontrée pour deux individus (*E. maculatus* et *S. ghobban*) qui ont par la suite établi un home range stable au récif Larégnère (pattern 1). Le terme relocalisation est défini par Robertson (1988 *in* Kramer & Chapman 1999) comme un changement permanent de la position du home range. La relocalisation se distingue de la migration dans laquelle les individus retournent à leur position d'origine (Kramer & Chapman 1999). Dans ce travail, la distinction entre relocalisation et migration est limitée par l'échelle temporelle d'observation. Les individus ont pu migrer et revenir dans leur zone d'origine après l'arrêt de l'expérience. De nombreuses espèces font des migrations périodiques liées à leur mode de reproduction ou en réponse à des changements des conditions environnementales (McFarland 2001). Les déplacements identifiés ont été réalisés par des individus matures, pendant la période de reproduction des deux espèces en Nouvelle-Calédonie (Kulbicki 2007). Cependant, ces poissons ont été détectés à destination (récif Larégnère) pendant environ 2 mois (*E. maculatus*) et 3 mois

(*S. ghobban*), sans retour sur le récif d'origine (réserve) malgré la fin de la période de reproduction. Ces observations renforcent l'hypothèse que ce pattern correspond à l'établissement d'un nouvel home range sur un récif non protégé de la zone d'étude. Les relocalisations sont considérées comme rares chez les poissons coralliens (Sales 1978 *in* Kramer & Chapman 1999). Cela est probablement lié à la difficulté d'étudier ce phénomène en milieu naturel et aux hypothèses généralement documentées que les espèces coralliennes sont étroitement attachés à un site spécifique (Sale 1991, Zeller 1997, Chapman & Kramer 2000, Willis et al. 2001). La relocalisation est un comportement adaptatif quand les bénéfices liés aux déplacements sont supérieurs aux bénéfices liés au fait de rester dans un endroit donné (Kramer & Chapman 1999). Les coûts et les bénéfices associés aux différents sites sont reliés à l'environnement physique et chimique, à la quantité de nourriture disponible, à la densité de prédateurs et de parasites, à la disponibilité en abris et à l'abondance d'espèces compétitrices et coopératrices (Kramer & Chapman 1999). La modification de ces paramètres peut réduire les avantages qu'obtient un individu à rester dans un endroit donné et l'inciter à explorer d'autres lieux malgré les coûts que cela génère. Kramer & Chapman (1999) indiquent que la plupart de ces effets seraient densité-dépendants. On peut donc émettre l'hypothèse que les fortes densités de poissons dans la réserve (Chateau & Wantiez 2005) pourraient favoriser leur relocalisation vers la zone non protégée adjacente. Ce processus est probablement amplifié dans notre système en raison de la perte significative d'habitat causée par le passage du cyclone Erica en 2003 (Wantiez et al. 2006). *E. maculatus* a changé de récif pendant la nuit, le jour de la nouvelle lune. Cette observation contraste avec celles de nombreux auteurs qui ont rapporté que les Serranidae étaient inactifs durant la nuit (Zeller 1997, Bolden 2001, Lieske & Myers 2001). Une relocalisation de nuit, notamment un jour sans lune, pourrait peut être diminuer les risques associés au déplacement dans un environnement inconnu (méconnaissance de l'emplacement des abris et des prédateurs résidents). *S. ghobban* a relocalisé durant la journée. Cette observation est cohérente avec Ogden & Buckman (1973) qui ont décrit les Scaridae comme des espèces strictement diurnes.

Trois individus ont définitivement quitté la réserve et ont réalisé des mouvements plus grands que l'échelle de l'étude (*P. leopardus, S. ghobban, C. microrhinos*). Le *P. leopardus* a quitté la réserve après 218 jours de détection à la pointe Est de l'îlot Larégnère (pattern 2). Ce déplacement a été réalisé hors de la période de reproduction de cette espèce en Nouvelle-Calédonie (Kulbicki 2007). Ce départ correspond donc probablement à une relocalisation du home range de cet individu en dehors de la zone d'étude, en passant par le récif Larégnère.

Les deux autres poissons (*S. ghobban* et *C. microrhinos*) ont quitté la réserve peu de temps après leur remise en milieu naturel (entre 10 min et 9 jours) et n'ont jamais été redétectés dans la zone d'étude. Les fortes densités de poisson (Chateau & Wantiez 2005) et la perte significative d'habitat causée par le passage du cyclone Erica ont pu créées des conditions défavorables à l'installation de nouveaux adultes dans la réserve et avoir favorisé leur départ dans une zone non protégée, où les densités sont plus faibles (Kramer et al. 19997, Kramer & Chapman 1999). Cette hypothèse a été vérifiée pour le *S. ghobban* qui a été pêché 12 jours plus tard sur un haut fond situé à 6 km du récif sur lequel il avait été relâché (Fournier, comm. pers.) (Fig. 35a).

De multiples mouvements inter-récifs ont été observés pour deux *E. maculatus* (pattern 3). Ce pattern pourrait correspondre à des poissons possédant un home range de grande taille qui inclurait au moins deux des trois récifs étudiés et une partie des fonds lagonaires de la zone. Cette hypothèse est cohérente avec les observations de Lieske & Myers (2001) qui ont rapporté qu'*E. maculatus* vivait autour des massifs coralliens dans des fonds meubles lagonaires (algueraies, herbiers, fonds sableux ou détritiques). En revanche, la taille de l'aire fréquentée, le nombre de changements de récifs détectés (jusqu'à 3 dans la même journée) et la magnitude des mouvements observés (jusqu'à 7 km en 10 heures) sont plus inattendus. Ces observations contrastent avec celles de Kulbicki (2007) qui a décrit cette espèce comme étant sédentaire à cette échelle spatiale moyenne. D'autres hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ce pattern de déplacement. Premièrement, ces mouvements pourraient correspondre à une succession de relocalisation du home range des poissons dans la zone d'étude. Cette hypothèse semble néanmoins peu satisfaisante car les déplacements ont été réalisés sur une courte période (9 à 23 jours) et que les relocalisations sont considérées comme rares chez les poissons coralliens (Sale 1978 *in* Kramer & Chapman 1999). Ce pattern pourrait également être lié à la recherche d'un habitat dans la zone d'étude. Bien qu'ils aient été relâchés sur leur site de capture, il est possible que ces poissons n'aient pas pu rétablir de home range stable lors de leur réintroduction en raison de ressources insuffisantes ou d'interactions négatives avec des congénères ou des individus d'autres espèces. Il est également possible que cette espèce ne restreigne pas ces activités à une home range permanent et qu'elle présente plutôt un mode de dispersion continue. Cette hypothèse avait été formulée par Beinssen (1991) pour expliquer des résultats similaires chez un autre Serranidae (*P. leopardus*) avant d'être réfuté par Zeller (1997) par l'analyse des déplacements de cette espèce par télémétrie acoustique. Enfin, les mouvements observés pourraient être ceux d'un prédateur qui aurait ingéré un

poisson marqué. Bien que possible, cette hypothèse semble peu satisfaisante car ce pattern regroupe des individus d'une seule espèce pour laquelle 43% des spécimens étudiés ont réalisés des mouvements inter-récifs à court terme (tous patterns confondus). Le *Gymnocranius* sp. étudié dans le cadre de l'étude pilote présenterait également ce pattern de déplacement. Cet individu a effectué 34 mouvements détectés entre la réserve et le récif Larégnère sur une période de 428 jours. Le faible nombre de détections (946 détections en 428 jours) et la vitesse de changement extrêmement variable entre les deux récifs (entre 41 min et environ 84 jours) suggère que cet individu possèderait un home range important incluant au moins les fonds lagonaires de la partie Nord-ouest de la réserve et ceux séparant la réserve du récif Larégnère. Bien qu'il n'y ait pas de données sur cette espèce, le comportement de cet individu est moins surprenant car les Lethrinidae ont été décrits comme des espèces transientes évoluant dans les fonds meubles lagonaires situés à proximité des récifs (algueraies, herbiers, fonds sableux ou détritiques) (Williams & Russ 1994, Lieske & Myers 2001, Kulbicki 2007).

Des excursions en dehors d'un home range établi ont été observées pour quatre individus (1 *E. maculatus,* 2 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) (pattern 4). Ces résultats sont cohérents avec les observations de Kramer & Chapman (1999) qui indiquent que les poissons font occasionnellement des mouvements exploratoires de courte durée hors de leur aire habituelle d'activité. Ce phénomène a par exemple été vérifié pour un *E. maculatus* qui a réalisé une excursion de 4 jours à l'Est de la réserve (4 000 m) avant d'être régulièrement redétecté (271 jours) sur le récif Larégnère où il s'était installé peu après sa réintroduction (pattern 1). Bien qu'il soit mature, le déplacement de cet individu ne semble pas lié à la reproduction (Loubens 1980). Différentes hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ce pattern de déplacement. Tout d'abord, il pourrait n'être que le reflet d'une combinaison hasardeuse entre les caractéristiques du home range (taille, forme) et de la disposition des hydrophones dans la zone d'étude. Cette hypothèse impliquerait que ces poissons fréquentent un home range de grande taille incluant l'ensemble des hydrophones sur lesquels ils ont été détectés. Dans ce cas, l'*E. maculatus* concerné fréquenterait une zone d'au moins 4 km de long. Bien que cette distance soit importante, le pattern décrit précédemment (pattern 3) montre qu'on ne peut pas exclure cette possibilité. *S. ghobban* et *C. microrhinos* ont réalisé des excursions de courte durée (de quelques minutes à quelques heures) vers le récif Larégnère, durant la journée. Une excursion de quelques minutes correspond probablement à un éloignement du récif qui amène les poissons concernés à la limite de détection de l'hydrophone situé en face de sa zone

d'origine. Un éloignement diurne par rapport au récif a été observé dans la zone d'étude par Imirizaldu (2007) sur quelques individus des mêmes espèces. Ces excursions pourraient être liées à des migrations trophiques vers les zones d'herbier (Harmelin-Vivien 1983). Ce phénomène a également été rapporté par Ogden & Buckman (1973) et Lindholm et al. (2006) qui ont observé que *Scarus croicensis* et *S. coeruleus* quittaient quotidiennement le récif pour se nourrir durant la journée. Les excursions pourraient également correspondre à des mouvements ponctuels dans des zones moins fréquentées du home range des individus. Cette hypothèse (impliquant un home range de plus grande taille) est cohérente avec les observations de Parsons et al. (2003) qui ont démontré que *Pagrus auratus* utilisait préférentiellement certaines zones à l'intérieur de son home range. Enfin, les excursions pourraient être des sessions d'échantillonnage en dehors du home range fréquenté par les poissons. Ce phénomène a été décrit par Kramer & Chapman (1999) comme un élément préalable possible à une relocalisation. Cette hypothèse est supportée par la succession temporelle de deux patterns chez le même *S. ghobban* (#435) qui a réalisé une excursion vers le récif Larégnère (pattern 4), 2 jours avant de s'y installer pendant les 150 jours suivants (pattern 2).

6 Etude des mouvements et de l'activité de quatre espèces de poissons récifaux dans la réserve marine de l'îlot Larégnère

6.1 Introduction

Après avoir caractérisé les patterns de déplacements à l'échelle de la zone d'étude, cette partie s'intéresse à l'étude des déplacements à l'échelle d'un récif placé en réserve (l'îlot Larégnère). Les objectifs de ce travail sont d'étudier la typologie des déplacements des poissons dans la réserve et de déterminer si ces mouvements peuvent être reliés à certains processus biologiques et à des traits comportementaux taxonomiques ou individuels. Ce travail devrait également permettre de vérifier certaines hypothèses qui ont été formulées dans la partie précédente, à une échelle d'observation plus large.

6.2 Particularités du protocole expérimental

6.2.1 Zone d'étude et nombre d'individus étudiés

La description du matériel utilisé ainsi que le protocole de marquage des poissons sont détaillés dans le chapitre matériel et méthodes. La zone d'étude a été restreinte à la réserve

marine de l'îlot Larégnère car seul ce récif présentait une couverture continue suffisante (1 500 à 1 800 m linéaire selon la configuration dans le secteur S1 et environ 2 200 m linéaire dans le secteur S2) (Fig. 39). Un rappel concernant la mise en place du réseau d'hydrophones est présenté au début de ce chapitre (§ 2.1). Les caractéristiques de cette zone sont détaillées dans le chapitre de présentation générale (§ 1.4).

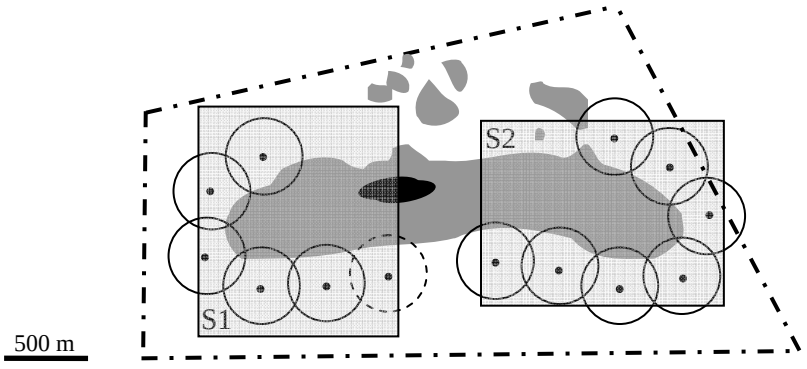


Fig. 39. Position des hydrophones dans la réserve marine de l'îlot Larégnère.

Les cercles pleins indiquent la zone minimale de détection du signal autour de chaque hydrophone. Le cercle en pointillés montre l'emplacement d'un hydrophone retiré du réseau en cours d'expérience. S1-S2 : secteurs définis pour l'installation des hydrophones. Le polygone en pointillés indique les limites juridiques de la réserve.

Cette étude a été réalisée sur 36 des 45 d'individus marqués initialement. Les 9 poissons écartés de l'étude (1 *P. leopardus*, 2 *E. maculatus*, 3 *S. ghobban* et 3 *C. microrhinos*) sont les individus qui ont été détectés moins d'une journée dans la réserve (1 *P. leopardus* et 1 *C. microrhinos*) ou qui ont été relâchés sur l'un des deux autres récifs de la zone d'étude (2 *E. maculatus*, 3 *S. ghobban* et 2 *C. microrhinos*) (cf. § 2.3 de ce chapitre).

6.2.2 Définition des patterns de déplacements identifiés dans la réserve

Les données brutes fournies par les hydrophones permettent d'obtenir un listing chronologique des détections enregistrées pour chaque poisson. On sais ainsi que tel poisson a été enregistré tel jour, à telle heure, par tel hydrophone. Ces données ont été compilées en une matrice qui montre, par individu, le nombre de détections enregistrées par hydrophone chaque jour (cf. exemple en Annexe 8). Pour chaque poisson, ce « profil de détection » a ensuite été découpé en étudiant l'évolution spatio-temporelle des signaux enregistrés, notamment les ruptures du rythme de détection (périodes d'absence, augmentation ou réduction du nombre d'hydrophones visités, etc.) (cf. exemple en Annexe 8). Ce découpage a ensuite permis la discrimination de patterns de déplacement qui ont été caractérisés grâce à une analyse fine des

données brutes. Pour chaque individu, les patterns ont été définis d'après des critères quantifiables (durée, nombre d'hydrophones fréquentés, distances parcourues) en tenant compte des caractéristiques des patterns présentés avant et après (Tab. 13).

Les déplacements post-réintroduction correspondent à des mouvements importants (7.6 ± 3.8 hydrophones visités en moyenne) observés pendant une courte période (< 18 jours) après la remise des individus en milieu naturel (pattern 1) (Tab. 13). Ces déplacements précèdent l'installation des poissons (Tab. 13).

Tab. 13. Caractéristiques et limites des patterns de déplacements identifiés dans la réserve.

	Déplacements post-réintroduction	Fidélité au site	Relocalisation	Excursion	Migration	Déplacements importants
Durée						
Minimum	1 jour	3 jours	51 min	110 min	39 jours	1 jour
Maximum	18 jours	529 jours	432 jours	5 jours	160 jours	16 jours
Nombre d'hydrophones sur lesquels les poissons ont été détectés						
Moyenne	7.6 ± 3.8	3.5 ± 1.6	-	-	-	9.6 ± 5.3
Minimum	2	1	-	-	-	3
Maximum	13	7	-	-	-	15
Distances parcourues						
Minimum	-	-	520 m	550 m	-	-
Maximum	-	-	4 850 m	1 500 m	-	-
Absences (nombre de jours consécutifs où le poisson n'a pas été détecté)						
< 30 jours	non	oui	oui	non	non	oui
> 30 jours	non	non	oui	non	oui	non
retour sur le site d'origine	-	-	non	oui	oui	-
Remarque	Avant installation des poissons			Pendant une période de fidélité au site		Précède une relocalisation, une migration ou l'arrêt de la détection

Une période de fidélité au site correspond à une période (> 2 jours) où un poisson a été détecté par un nombre limité (moyenne 3.5 ± 1.6) et constant d'hydrophones (pattern 2) (Tab. 13). Les périodes de fidélité au site ont été caractérisées par leur durée et par le nombre d'hydrophones sur lesquels les poissons ont été détectés (Tab. 13). Le nombre d'hydrophones visités correspond au nombre maximal d'hydrophones sur lesquels le poisson a été détecté au moins une fois pendant sa période de fidélité au site. Le nombre d'hydrophones préférentiellement fréquentés correspond au nombre d'hydrophones qui ont enregistré plus de 80% des détections.

Une relocalisation correspond au départ définitif (à notre échelle temporelle d'observation) de la zone dans laquelle un poisson évoluait (pattern 3) (Tab. 13). La distance entre le site d'origine et le site d'arrivé correspond à la distance minimale entre les champs de détection des deux hydrophones concernés. La durée du processus de relocalisation correspond au délai entre la dernière détection sur le site d'origine et la première détection sur le site d'arrivée.

Une excursion correspond à un déplacement aller-retour entre la zone habituellement fréquentée par un poisson (pattern 2) et un site couvert par un hydrophone localisé en dehors de celle-ci (même secteur ou secteur différent) (pattern 4) (Tab. 13). Ce type de déplacement est limité dans le temps ($\leq$ 5 jours) (Tab. 13). La durée de l'excursion inclut la durée du déplacement et l'éventuel temps de résidence à destination.

Une migration correspond à un départ des poissons en dehors de la zone d'étude pendant une période relativement longue (> 30 jours), suivie de leur retour au voisinage (< 275 m) de la zone dans laquelle ils évoluaient à l'origine (même secteur, même hydrophone ou hydrophone proche) (pattern 5) (Tab. 13). Pendant son absence, aucun individu n'a été détecté (ou observé) dans ou hors de la réserve.

L'arrêt des périodes de détection, les migrations et les relocalisations ont pu être précédées par une courte période (< 16 jours) caractérisée par des déplacements importants (9.6 ± 5.3 hydrophones visités) (pattern 6) (Tab. 13). Les limites de ce pattern ont été déterminées par la rupture de rythme qu'il génère par rapport au pattern présenté avant et après par le poisson.

6.2.3 Analyse des données

Quand les variances n'étaient pas significativement hétérogènes (test de Bartlett, $p > 0.05$), les comparaisons de moyennes ont été réalisées avec un test t ou une Anova à 1 facteur. Quand une Anova était significative ($p \leq 0.05$), un test de Tukey-Kramer a été utilisé pour identifier les sources de différences. Quand les variances étaient significativement hétérogènes (test de Bartlett, $p \leq 0.05$), les comparaisons de moyennes ont été réalisées avec un test de Wilcoxon (Mann-Whitney) ou un test de Kruskal-Wallis. Quand un test de Kruskal-Wallis était significatif ($p \leq 0.05$), un test de Steel-Dwass a été utilisé pour identifier les sources de différences.

Un test de corrélation linéaire a été utilisé pour analyser (a) les liens entre le nombre de patterns identifiés par individu et la durée de leur détection dans la réserve et (b) les liens entre la durée des différents patterns et l'étendue des déplacements effectués. Une corrélation de Spearman a été utilisée pour tester (a) les liens entre le nombre d'excursions identifiées et la durée des périodes de fidélité au site et (b) les liens entre les paramètres spatio-temporels mesurés (distance, durée) et la taille des individus.

Une analyse hiérarchique ascendante (méthode d'agrégation du lien complet, distance de Mahalanobis) a été réalisée sur les périodes de fidélité au site dans la réserve afin de proposer une typologie en fonction de leur durée et du nombre maximum d'hydrophones sur lesquels les poissons ont été détectés. La comparaison de la taille moyenne des individus de chaque groupe a été réalisée par une Anova à 1 facteur. Les groupes étant composés de poissons d'espèces différentes, l'indice de taille utilisé correspond au rapport de la taille de l'individu sur la taille maximale identifiée pour l'espèce (§ 2.3 de ce chapitre).

Les distances ont été mesurées en utilisant le logiciel ArcGis© et une image satellite géoréférencée (Quickbird). Elles représentent la distance linaire minimale entre les limites des champs de réception des hydrophones concernés.

6.3 Résultats

La période de détection des individus dans la réserve a varié entre 3 jours (*E. maculatus*) et 531 jours (*P. leopardus*) (36 poissons, moyenne : 159.6 ± 144.2 jours). La durée moyenne de détection a varié très significativement entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.01$) (Fig. 40). La durée moyenne de détection de *P. leopardus* (265.8 ± 162.3 jours) a été significativement plus grande que celle de *E. maculatus* (24.8 ± 31.0 jours) et *C. microrhinos* (89.1 ± 42.0 jours) (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.05$). De plus, la durée moyenne de détection de *C. microrhinos* (89.1 ± 42.0 jours) a été significativement plus importante que celle d'*E. maculatus* (24.8 ± 31.0 jours) (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.05$). La durée moyenne de détection de *S. ghobban* (moyenne 180.5 ± 139.7 jours) n'est pas statistiquement différente de celle des autres espèces (test de Steel-Dwass, $p > 0.05$) (Fig. 40).

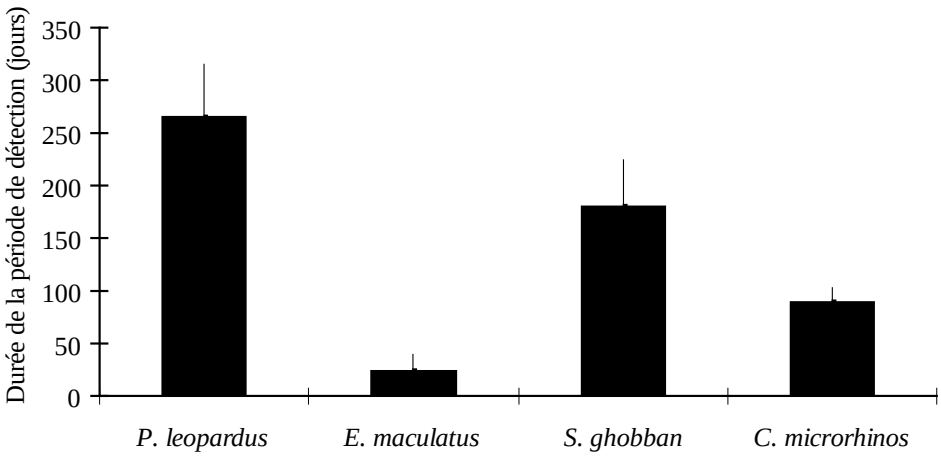


Fig. 40. Durée moyenne de la détection (jours) des 4 espèces étudiées dans la réserve.

La durée théorique de fonctionnement de la marque est de 375 jours. Les valeurs sont données ± l'erreur standard à la moyenne.

Six patterns de mouvements ont été identifiés dans la réserve de l'îlot Larégnère (Tab. 14). Une description détaillée de ces patterns est réalisée dans la suite de cette partie (§ 6.3.1 à § 6.3.6). L'ordre de présentation des patterns tient compte de la chronologie de leur apparition chez les poissons au cours de l'expérience (ex. déplacement post-réintroduction puis installation et présentation d'une période de fidélité au site) et de la nécessité (ou non) d'avoir étudié un pattern pour en définir un autre.

Tab. 14. Résumé des patterns de mouvements identifiés dans la réserve.

Les données entre parenthèses indiquent la proportion par rapport au nombre individus étudiés (total ou par espèce selon le cas).

	4 espèces	*P. leopardus*	*E. maculatus*	*S. ghobban*	*C. microrhinos*
Nombre d'individus étudiés	36	11	5	10	10
Déplacements post-réintroduction	20 (55.6%)	9 (81.8%)	2 (40%)	4 (40%)	5 (50%)
Fidélité au site	34 (94.4%)	10 (90.9%)	4 (80%)	10 (100%)	10 (50%)
Relocalisation	16 (44.4%)	6 (54.5%)	4 (80%)	4 (100%)	2 (20%)
Excursion(s)	15 (41.7%)	5 (45.5%)	0	5 (50%)	5 (50%)
Migration(s)	4 (11.1%)	3 (27.3%)	0	1 (10%)	0
Déplacements importants précédant une relocalisation, une migration ou l'arrêt de la détection	5 (13.9%)	3 (27.3%)	0	1 (10%)	1 (10%)

Les poissons ont présenté entre 1 et 6 patterns pendant leur période de détection (moyenne : 3 ± 1 patterns). Le nombre moyen de patterns identifiés par individu ne montre pas de

différences significatives entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). Il n'y a pas de corrélation significative entre le nombre de patterns identifiés chez les individus d'une même espèce et leur durée de détection dans la réserve (corrélation linéaire, $p > 0.05$ pour chaque espèce). Sept poissons (19% ; toutes espèces sauf *P. leopardus*) n'ont présenté qu'un seul pattern de déplacement pendant l'expérience (Tab. 15). Six d'entre eux (86%) sont des Scaridae (2 espèces étudiées) qui ont uniquement présenté une période de fidélité au site pendant la durée de leur détection dans la réserve (42 jours à 304 jours, moyenne : 120.3 ± 96.1 jours). Le 7ème poisson à n'avoir présenté qu'un seul pattern est un *E. maculatus* (#421) qui est parti se réinstaller hors du réseau, sur le site où il avait été capturé (comportement de homing[13]). Onze poissons (31% ; toutes les espèces) ont présenté 2 patterns, 9 poissons (25% ; toutes les espèces) ont présenté 3 patterns et 8 poissons (22% ; toutes les espèces sauf *E. maculatus*) ont présenté 4 patterns de déplacement pendant la durée de l'expérience (Tab. 15). Un seul spécimen (#404 *P. leopardus*) a présenté les 6 patterns de déplacement pendant sa période de détection dans la réserve (336 jours) (Tab. 15).

Tab. 15. Nombre de patterns observés par individu et par espèce.

% : proportion (en pourcentage du nombre total de poissons étudiés, N = 36). %sp : proportion (en pourcentage du nombre total d'individus présentant x patterns, $1 \leq x \leq 6$).

	Nombre de patterns identifiés					
	1	2	3	4	5	6
Toutes espèces						
Nombre d'individus	7	11	9	8	0	1
%	19	31	25	22	0	3
P. leopardus						
Nombre d'individus	0	3	4	3	0	1
%sp	0	27	45	37	0	100
E. maculatus						
Nombre d'individus	1	3	1	0	0	0
%sp	14	27	11	0	0	0
S. ghobban						
Nombre d'individus	3	2	2	3	0	0
%sp	43	19	22	37	0	0
C. microrhinos						
Nombre d'individus	3	3	2	2	0	0
%sp	43	27	22	26	0	0

Différents scénarios ont été observés à la fin des périodes de détection des individus dans la réserve. Vingt-et-un poissons (58.3%, toutes espèces) présentaient une période de fidélité au

[13] Terme anglais, voir définition en Annexe 1.

site. Pour 3 d'entre eux (*P. leopardus*), l'arrêt de la détection est probablement dû à l'arrêt de la marque car leur période de détection a dépassé de 14 jours (#405), 131 jours (#410) et 156 jours (#407) la durée de fonctionnement théorique de la batterie (375 jours). Pour 10 poissons (27.7% ; 4 *P. leopardus*, 2 *E. maculatus* et 4 *S. ghobban*), l'arrêt de la détection s'est produit peu après une relocalisation (pattern 3). Pour 2 poissons (5.6%, 2 *P. leopardus*), il s'est produit après une migration (pattern 5). Pour 1 poisson (2.8%, 1 *E. maculatus*) l'arrêt de la détection s'est produit après son retour sur son site de capture, situé hors du réseau (comportement de homing, pattern 1). Deux poissons (5.6%, 1 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) ont arrêté d'être détectés après une courte période de forte activité pendant laquelle ils ont présenté un niveau de déplacement important (pattern 6).

6.3.1 Déplacements post-réintroduction

Le premier pattern correspond à des mouvements qui ont été réalisés par certains poissons lors de leur remise en milieu naturel (pattern 1). Il est caractérisé par un taux de déplacement généralement important (7.6 ± 3.8 hydrophones visités en moyenne) sur une période relativement courte (3.8 ± 3.6 jours en moyenne) (Tab. 16).

Tab. 16. Caractéristiques moyennes du pattern 1 par famille (déplacements post-réintroduction). Les valeurs ont été comparées par un test de Mann-Whitney. ns : non significatif ($p > 0.05$).

	Toutes espèces confondues	Serranidae	Scaridae	Différences Serr/Scar
Nombre d'individus	20	11	9	
Durée pendant laquelle les poissons ont présenté le pattern (jours)				
Moyenne	3.8	2.9	4.9	ns
Ecart-type	3.6	1.2	5.2	
Minimum	1	1	1	
Maximum	18	4	18	
Nombre d'hydrophones sur lesquels les poissons ont été détectés				
Moyenne	7.6	6.0	9.4	ns ($p = 0.055$)
Ecart-type	3.8	3.6	3.4	
Minimum	2	2	2	
Maximum	13	13	12	
Surface couverte (ha)				
Moyenne	90.4	72.0	112.8	ns ($p = 0.07$)
Ecart-type	45.4	41.9	40.8	
Minimum	24.4	24.4	24.4	
Maximum	154.9	154.9	143.1	

Vingt poissons (56% des individus étudiés) ont présenté ce pattern de déplacement (Tab. 16). La proportion des individus qui ont présenté ce pattern a varié selon les espèces (test de signe

de Wilcoxon, p = 0.07) : 40% (4 individus) pour *S. ghobban*, 40% (2 individus) pour *E. maculatus*, 50% (5 individus) pour *C. microrhinos* et 82% (9 individus) pour *P. leopardus* (Tab. 17).

Tab. 17. Caractéristiques moyennes du pattern 1 par espèce (déplacements post-réintroduction).

% : proportion de poissons qui ont présenté le pattern 1 (en pourcentage des individus marqués). Les valeurs ont été comparées par un test de Kruskal-Wallis ou un test de signe de Wilcoxon (%). ns : non significatif (p > 0.05).

	Plectropomus leopardus	*Epinephelus maculatus*	*Chlorurus microrhinos*	*Scarus ghobban*	Différences
Nombre d'individus	9	2	5	4	
%	82%	40%	50%	40%	ns (p = 0.07)
Durée pendant laquelle les poissons ont présenté le pattern (jours)					
Moyenne	2.8	3.5	3.0	7.3	ns
Ecart-type	1.3	0.7	1.6	7.4	
Minimum	1	3	1	1	
Maximum	4	4	5	18	
Nombre d'hydrophones sur lesquels les poissons ont été détectés					
Moyenne	6.7	3.0	9.4	9.5	ns (p = 0.09)
Ecart-type	3.6	0	2.2	5	
Minimum	2	3	6	2	
Maximum	13	3	12	12	
Surface couverte (ha)					
Moyenne	80.0	36.2	112.3	113.4	ns
Ecart-type	42.4	0	26.2	59.4	
Minimum	24.4	36.2	71.6	24.4	
Maximum	154.9	36.2	143.1	143.1	

Pour 18 poissons (90% des individus), le pattern 1 a précédé une période de fidélité au site (pattern 2). Deux individus (10%, #421 *E. maculatus* et #401 *P. leopardus*) ont quitté la zone d'étude à la fin du pattern 1. Le *P. leopardus* (#401) a été redétecté dans la réserve après 160 jours d'absence (pattern 3). L'*E. maculatus* (#421) est retourné sur son site de capture situé dans la réserve mais hors du réseau. Son retour (comportement de homing) a été confirmé en plaçant temporairement un hydrophone dans la zone où il avait été capturé.

La durée pendant laquelle les poissons ont présenté le pattern 1 a varié entre 1 et 18 jours (moyenne : 3.8 ± 3.6 jours) (Tab. 16). Cette durée ne présente pas de différences significatives entre les familles et entre les espèces (Tab. 16, Tab. 17). La plus forte moyenne a été observée pour *S. ghobban* (7.3 ± 7.4 jours). Cette forte valeur n'est due qu'à un seul individu (#414) qui a présenté ce pattern pendant 18 jours. Quatre poissons (19% ; 2 *P. leopardus*, 1 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) n'ont présenté ce pattern que le jour de leur réintroduction.

L'étendue des déplacements effectués (nombre d'hydrophones visités) a varié entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, p = 0.09) (Tab. 17). Pendant cette période, les Scaridae se sont déplacés sur une plus grande surface que les Serranidae (test de Mann-Whitney, p = 0.055) (Tab. 16). Pour 19 des 20 individus qui ont présenté le pattern 1, le nombre d'hydrophones visités le premier jour a été significativement inférieur au nombre moyen d'hydrophones visités les jours suivants (toutes espèces concernées) (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.01$) (Fig. 41). Un seul poisson (#404 *P. leopardus*) a été quotidiennement détecté par un nombre constant d'hydrophones pendant toute la durée du pattern 1 (4 jours).

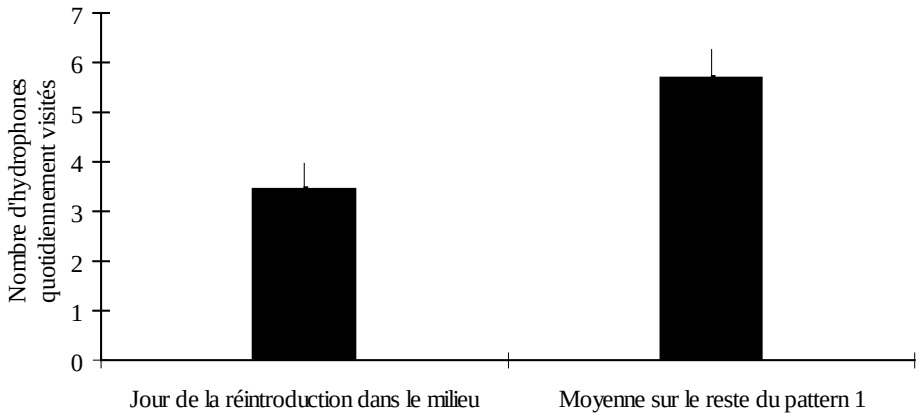


Fig. 41. Nombre moyen d'hydrophones visités lors de la remise des poissons en milieu naturel et pendant le reste du pattern 1 (mouvements post-réintroduction).

Six poissons (2 *P. leopardus*, 2 *E. maculatus* et 2 *C. microrhinos*) se sont réinstallés au niveau de leur site de capture après leur réintroduction (comportement de homing). Aucun *S. ghobban* n'a montré ce comportement. Pour les autres espèces, ce phénomène a été observé pour 50% à 100% des individus qui ont été réintroduits sur le même récif mais dans une zone différente de leur site de capture (cf. protocole expérimental § 2.3 de ce chapitre). (Tab. 18).

Tab. 18. Nombre et proportion des poissons à avoir présenté un comportement de homing lors de leur remise en milieu naturel.

% : pourcentage des individus pour lequel ce phénomène était détectable (individus déplacés).

	Toutes espèces	*Epinephelus maculatus*	*Plectropomus leopardus*	*Scarus ghobban*	*Chlorurus microrhinos*
Nombre d'individus déplacés	11	2	4	2	3
Homing détecté (nombre d'individus)	6	2	2	0	2
%	55%	100%	50%	0%	67%

La distance parcourue entre le site sur lequel les poissons ont été libérés et leur site de capture a varié entre 1 500 m (*E. maculatus*) et 4 500 m (*P. leopardus*) (moyenne : 2 816 ± 1 243 m) (Tab. 19).

Tab. 19. Caractéristiques principales du déplacement de 6 individus qui sont retournés vers leur site de capture peu après leur remise en milieu naturel (homing).

P : *Plectropomus leopardus*, E : *Epinephelus maculatus*, C : *Chlorurus microrhinos*. - : le retour sur le site de pêche a été confirmé (VR2 embarqué, observation visuelle) mais la durée du déplacement n'est pas calculable car cette zone se trouve hors du réseau d'hydrophone.

	#405 P	#402 P	#421 E	#444b E	#440 C	#436 C
Distance minimale parcourue (m)	4 000	4 500	1 500	1 500	2 700	2 700
Durée du déplacement (min)	230 (3h50)	1 080 (17h45)	-	-	170 (2h50)	500 (8h20)
Période pendant laquelle a été réalisée le déplacement	jour	Jour et nuit	départ nocturne	départ nocturne	lever du jour	jour
Délai entre la remise du poisson dans le milieu et son départ vers le site de capture	aucun	1 jour	2 jours	3 jours	2 jours	aucun

La durée du retour sur le site de capture a été calculée pour les différents poissons sauf pour les 2 *E. maculatus* (#421 et #444b) car cette zone se situe en dehors du réseau (Fig. 42). Leur présence a néanmoins été confirmée par recapture (#444b) ou en plaçant temporairement un hydrophone sur leur site de pêche (#421). De plus, ces 2 poissons ont été ponctuellement mais régulièrement redétectés par l'hydrophone le plus proche de la zone de pêche (700 m, Fig. 42). Pour les 4 autres individus, le retour sur le site de capture a varié de 170 min (2h50) à 1 065 min (17h45) (moyenne 491 min) (test de signe de Wilcoxon, $p = 0.07$) (Tab. 19).

La période pendant laquelle le déplacement a été réalisé a varié selon les individus. Trois poissons (1 *P. leopardus* et 2 *C. microrhinos*) ont effectué ce déplacement de jour (Tab. 19). Un des *P. leopardus* (#402) a commencé ce déplacement durant la journée, mais a montré des mouvements nocturnes lors de son retour vers son site de capture (Tab. 19). Les 2 *E. maculatus* ont commencé ce déplacement de nuit (Tab. 19).

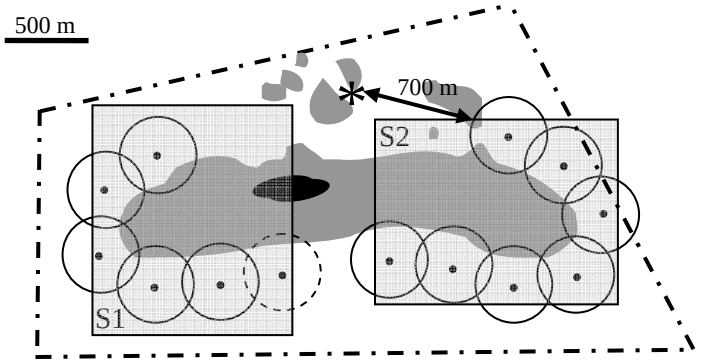


Fig. 42. Site de capture (*) d'*E. maculatus* #421et #444b.

Les cercles pleins indiquent la zone minimale de détection du signal autour de chaque hydrophone. Le cercle en pointillés montre l'emplacement d'un hydrophone initialement placé mais retiré du réseau en cours d'expérience. Le polygone en pointillés indique les limites juridiques de la réserve.

6.3.2 Période de fidélité au site

Le deuxième pattern correspond à des déplacements limités à une portion limitée et bien définie de la zone d'étude (période de fidélité au site) (pattern 2). Ce pattern pourrait être la conséquence de l'établissement d'un home range stable dans une zone couverte par le réseau. Les poissons qui ont présenté ce pattern ont été détectés par un nombre restreint et relativement constant d'hydrophones (1 à 7 selon les individus) (Tab. 20).

Trente-quatre spécimens (94.4%, toutes espèces) ont montré au moins une fois ce pattern de déplacement pendant leur période de détection. La proportion d'individus à avoir présenté le pattern 2 a varié selon les espèces (test de signe de Wilcoxon, p = 0.07) : 80% pour *E. maculatus* (4 poissons), 90.9% pour *P. leopardus* (10 poissons) et 100% pour les deux espèces de Scaridae (10 poissons par espèce) (Tab. 20).

Quarante-deux périodes de fidélité au site ont été identifiées pendant l'expérience. Vingt-six poissons (76.5%, toutes espèces) ont présenté une seule période de fidélité au site pendant leur période de détection. Huit poissons (23.5%, toutes espèces) ont présenté deux fois ce pattern. Un seul de ces 8 poissons (# 446 *S. ghobban*) a montré 2 fois ce pattern sur le même site, après 39 jours d'absence (pattern 5). Les 7 autres individus (87.5%) ont présenté ce pattern dans une zone différente de la première, après avoir relocalisé leur home range dans la réserve (pattern 3). Pendant le pattern 2, quinze poissons (41.7%, toutes espèces sauf *E. maculatus*) ont réalisé au moins une excursion en dehors de la zone habituellement fréquentée (pattern 4).

Tab. 20. Caractéristiques moyennes du pattern 2 par famille (fidélité au site).

Les valeurs ont été comparées par un test de Mann-Whitney. ns : non significatif ($p > 0.05$), * : significatif ($0.01 < p \leq 0.05$). Scar : Scaridae, Serr : Serranidae.

	Toutes espèces confondues	Serranidae	Scaridae	Différences Serr/Scar
Nombre d'individus	34	14	20	
Nombre de période de fidélité au site	42	19	23	
Durée pendant laquelle les poissons ont présenté le pattern (jours)				
Moyenne	102.6	93.6	110.1	ns (p = 0.053)
Ecart-type	123.6	148.5	101.5	
Minimum	3	3	8	
Maximum	529	529	326	
Nombre total d'hydrophones régulièrement fréquentés				
Moyenne	3.5	2.9	4.0	* (Scar > Serr)
Ecart-type	1.6	1.6	1.5	
Minimum	1	1	1	
Maximum	7	6	7	
Surface régulièrement fréquentée (ha)				
Moyenne	42.1	35.5	47.5	* (Scar > Serr)
Ecart-type	18.8	18.6	17.6	
Minimum	12.6	12.6	12.6	
Maximum	83.4	71.6	83.4	
Nombre d'hydrophones préférentiellement fréquentés (> 80% des détections)				
Moyenne	2.1	1.7	2.4	* (Scar > Serr)
Ecart-type	0.9	0.9	0.9	
Minimum	1	1	1	
Maximum	4	4	4	
Surface préférentiellement fréquentée (ha)				
Moyenne	25.2	20.6	29.0	* (Scar > Serr)
Ecart-type	11.2	10.4	10.5	
Minimum	12.6	12.6	12.6	
Maximum	48.0	48.0	48.0	

Dans la réserve, les périodes de fidélité au site ont duré entre 3 jours (*E. maculatus*) et 529 jours (*P. leopardus*) (moyenne : 102.6 ± 123.6 jours) (Tab. 21). Seules 40.5% des périodes de fidélité au site ont duré plus de 3 mois (aucun *E. maculatus*, 50% à 60% des individus pour les autres espèces). La durée moyenne du pattern 2 a été plus importante pour les Scaridae que pour les Serranidae (test de Mann-Whitney, $p = 0.053$). Malgré l'importante variabilité individuelle, la durée du pattern 2 a varié significativement entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.05$) (Tab. 21). Les durées moyennes de fidélité au site de *C. microrhinos* (71.9 jours) et de *S. ghobban* (151.7 jours) ont été significativement supérieures à celle d'*E. maculatus* (8.2 jours) (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.05$) (Tab. 21). Il n'y a pas de corrélation significative entre la durée de fidélité au site et la taille des poissons (corrélation linéaire, $p > 0.05$ pour l'ensemble des individus et par espèce).

Tab. 21. Caractéristiques moyennes du pattern 2 par espèce (fidélité au site).

Les valeurs ont été comparées par un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test a posteriori de Steel-Dwass en cas de différences significatives. ns : non significatif ($p > 0.05$), * : significatif ($0.01 < p \leq 0.05$). E : *Epinephelus maculatus*, C : *Chlorurus microrhinos*, S : *Scarus ghobban*.

	Plectropomus leopardus	*Epinephelus maculatus*	*Chlorurus microrhinos*	*Scarus ghobban*	Différences
Nombre d'individus	10	4	10	10	
Nombre de période de fidélité au site	13	6	12	11	
Durée pendant laquelle les poissons ont présenté le pattern (jours)					
Moyenne	133.1	8.2	71.9	151.7	* (E < C, S)
Ecart-type	166.5	3.9	37.7	132.1	
Minimum	6	3	10	8	
Maximum	529	13	131	326	
Nombre maximum d'hydrophones fréquentés					
Moyenne	3	2.8	3.8	4.2	ns
Ecart-type	1.6	1.7	1.5	1.5	
Minimum	1	1	1	2	
Maximum	6	6	5	7	
Surface régulièrement fréquentée (ha)					
Moyenne	36.2	34.2	45.0	50.1	ns
Ecart-type	18.7	20.3	17.5	18.1	
Minimum	12.6	12.6	12.6	24.4	
Maximum	71.6	71.6	59.8	83.4	
Nombre d'hydrophones préférentiellement fréquentés					
Moyenne	1.8	1.5	2.5	2.3	ns (p = 0.07)
Ecart-type	0.9	0.8	0.9	0.9	
Minimum	1	1	1	1	
Maximum	4	3	3	4	
Surface préférentiellement fréquentée (ha)					
Moyenne	21.6	18.5	30.3	27.6	ns (p = 0.07)
Ecart-type	10.9	9.9	10.7	10.7	
Minimum	12.6	12.6	12.6	12.6	
Maximum	48.0	36.2	36.2	48.0	

Le pattern 2 a représenté entre 2.7% et 100% de la durée totale de détection des poissons dans la réserve (moyenne : 65.2%). Pour 25 individus (73.5%, toutes espèces confondues), les périodes de fidélité au site ont représenté plus de 75% de la période de détection (Fig. 43). Toutes les périodes de fidélité au site des Scaridae ont duré plus de la moitié de leur période de détection (Fig. 43). Une tendance similaire a été observée pour *E. maculatus* à l'exception d'un individu (30%) dont la période de fidélité au site n'a représenté que 16.5% de sa durée de détection (Fig. 43). Pour *P. leopardus*, les résultats sont plus nuancés (Fig. 43). Le pattern 2 a représenté moins de 25% de la durée de détection pour 3 individus (30% des *P. leopardus*) et a représenté plus de 75% des durées de détection pour 4 individus (40% des *P. leopardus*).

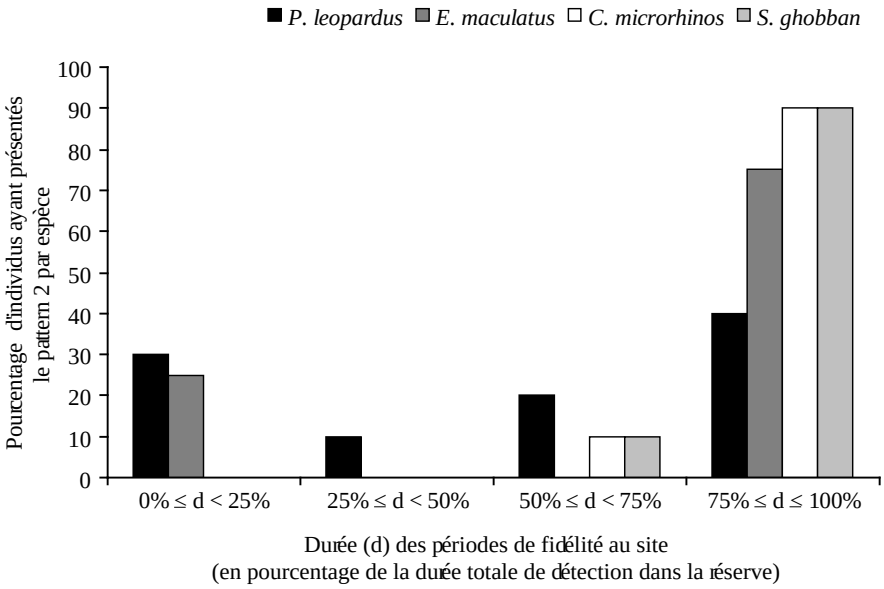


Fig. 43. Durée de fidélité au site par rapport à la durée totale du suivi des poissons dans la réserve.

Pendant leur période de fidélité au site les individus ont évolué dans une zone couverte par 1 (12.6 ha) à 7 hydrophones (83.4 ha) (moyenne : 3.5 ± 1.6 hydrophones soit 42.1 ± 18.8 ha) (Tab. 20). Les Scaridae ont fréquenté significativement plus d'hydrophones que les Serranidae pendant leur(s) période(s) de fidélité au site (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.05$) (Tab. 20). En revanche, l'importante variabilité individuelle fait que le nombre maximal d'hydrophones visités lors d'une période de fidélité au site n'a pas varié significativement entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p > 0.05$) (Tab. 21). De plus, il n'y a pas de corrélation significative entre la durée du pattern 2 et le nombre maximum d'hydrophones fréquentés par les individus (corrélation linéaire, $p > 0.05$). Enfin, il n'y a pas de corrélation significative entre le nombre maximum d'hydrophones fréquentés et la taille des poissons (corrélation linaire, $p > 0.05$ pour l'ensemble des individus et par espèce).

Une classification ascendante hiérarchique (CAH) réalisée sur les périodes de fidélité au site a permis d'isoler 5 groupes en fonction de leur durée et de l'étendue de la zone couverte par les individus (nombre maximum d'hydrophones sur lequel les poissons ont été détectés) (Fig. 44, Fig. 45). Le groupe A rassemble des périodes de fidélité au site relativement longues (199 à 529 jours, moyenne : 306.8 ± 101.5 jours) pendant lesquelles les poissons ont été détectés sur un nombre moyen d'hydrophones (moyenne : 3.3 ± 1.0 hydrophones soit 41.5 ± 12.6 ha) (Fig. 45, Tab. 22). Ce groupe (9 individus) est composé exclusivement de *P. leopardus* (55.6%) et de *S. ghobban* (44.4%) (Tab. 22).

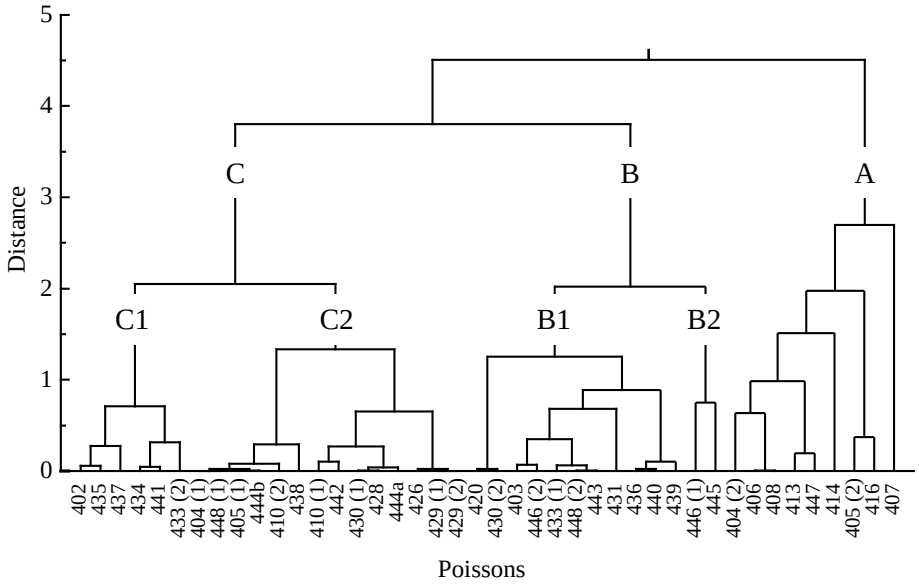


Fig. 44. Classification ascendante hiérarchique (méthode d'agrégation : lien complet, distance de Mahalanobis) réalisée sur l'ensemble des périodes de fidélité au site (descripteurs : durée et nombre maximal d'hydrophones fréquentés).

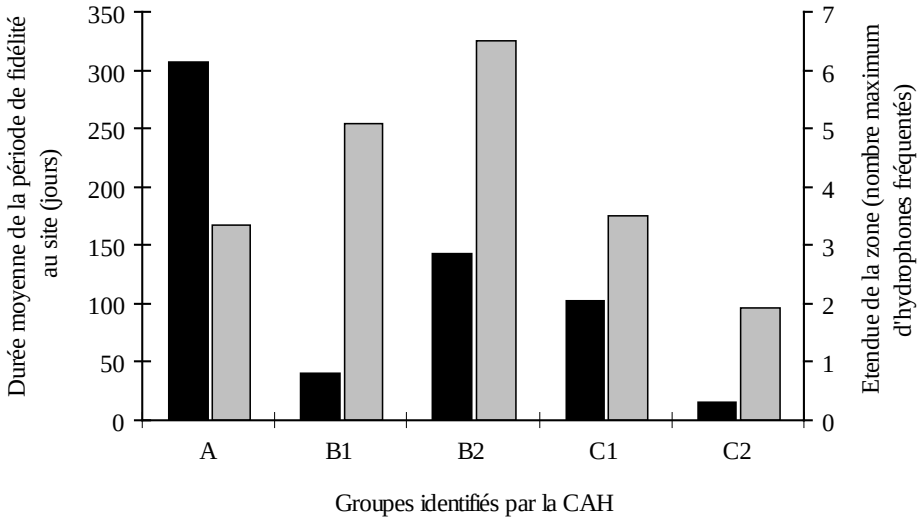


Fig. 45. Durée moyenne des périodes de fidélité au site (noir) et nombre moyen d'hydrophones fréquentés (gris) pour chaque groupe identifié par la CAH (Fig. 44).

Le groupe B1 rassemble des périodes de fidélité relativement courtes (moyenne : 39.9 ± 32.9 jours) pendant lesquelles les poissons ont été détectés par un nombre relativement important d'hydrophones (5.1 ± 0.5 hydrophones soit 64.1 ± 6.3 ha) (Fig. 45, Tab. 22). Ce groupe (11 individus) est composé des 4 espèces étudiées mais principalement par des Scaridae (*C. microrhinos* 45.4% et *S. ghobban* 27.3%) (Tab. 22).

Le groupe B2 rassemble des périodes de fidélité plus longues (143.0 ± 31.1 jours) pendant lesquelles les poissons ont été détectés par un nombre relativement important d'hydrophones

(6.5 ± 0.7 hydrophones soit 81.7 ± 8.8 ha) (Fig. 45, Tab. 22). Ce groupe (2 individus) est composé exclusivement de *S. ghobban* (Tab. 22).

Tab. 22. Caractéristiques moyennes des groupes identifiés par la CAH (Fig. 44).

	Groupes identifiés par la CAH				
	A	B1	B2	C1	C2
Nombre de périodes de fidélité au site par groupe	9	11	2	6	14
Durée (jours)					
Moyenne	306.8	39.9	143.0	101.8	15.3
Ecart-type	101.5	32.9	31.1	18.4	12.3
Minimum	199	6	121	83	3
Maximum	529	93	165	131	46
Nombre maximal d'hydrophones visités					
Moyenne	3.3	5.1	6.5	3.5	1.9
Ecart-type	1.0	0.5	0.7	0.5	0.9
Minimum	2	4	6	3	1
Maximum	5	6	7	4	3
Composition spécifique (pourcentage du nombre de période de fidélité au site par groupe)					
P. leopardus	55.6	18.2	0.0	16.7	35.7
E. maculatus	0.0	9.1	0.0	0.0	35.7
C. microrhinos	0.0	45.4	0.0	66.6	21.5
S. ghobban	44.4	27.3	100.0	16.7	7.1

Le groupe C1 est intermédiaire entre le groupe B2 et le groupe C2 (Fig. 45). Il rassemble des périodes de fidélité au site qui ont duré entre 83 et 131 jours (moyenne : 101.8 ± 18.4 jours) pendant lesquelles les poissons ont été détectés par 3 ou 4 hydrophones (moyenne : 3.5 ± 0.5 hydrophones soit 44.0 ± 6.3 ha) (Fig. 45, Tab. 22). Ce groupe (6 individus, aucun *E. maculatus*) est principalement composé de Scaridae (*C. microrhinos* 66.6% et *S. ghobban* 16.7%) (Tab. 22).

Le groupe C2 rassemble des périodes de fidélité au site relativement courtes (3 à 46 jours, moyenne : 15.3 ± 12.3 jours) pendant lesquelles les poissons ont été détectés par un faible nombre d'hydrophones (1 à 3 hydrophones, moyenne : 1.9 ± 0.9 hydrophones soit 23.9 ± 11.3 ha) (Fig. 45, Tab. 22). Ce groupe (14 périodes, 12 individus, 4 espèces étudiées) est majoritairement composé de Serranidae (*P. leopardus* 35.7% et *E. maculatus* 35.7%) (Tab. 22).

Pour 30 poissons (4 espèces, 78.6% des périodes de fidélité au site), le nombre d'hydrophones majoritairement fréquentés (> 80% du nombre total de détection) a été de 25% à 75% plus faible que le nombre total d'hydrophones visité (moyenne : 54.1%) (Fig. 46). Durant leur

périodes de fidélité au site, les individus ont donc préférentiellement évolué dans une zone couverte par 1 (12.6 ha) à 4 hydrophones (50.3 ha) (42 périodes, moyenne : 2.1 ± 0.9 hydrophones soit 26.4 ± 11.3 ha) (Tab. 20). Les Scaridae ont fréquenté préférentiellement plus d'hydrophones que les Serranidae pendant leur période de fidélité au site (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.05$) (Tab. 20). Enfin il n'y a pas de corrélation significative entre la durée de fidélité au site et le nombre d'hydrophones préférentiellement fréquentés par les individus (corrélation linéaire, $p > 0.05$).

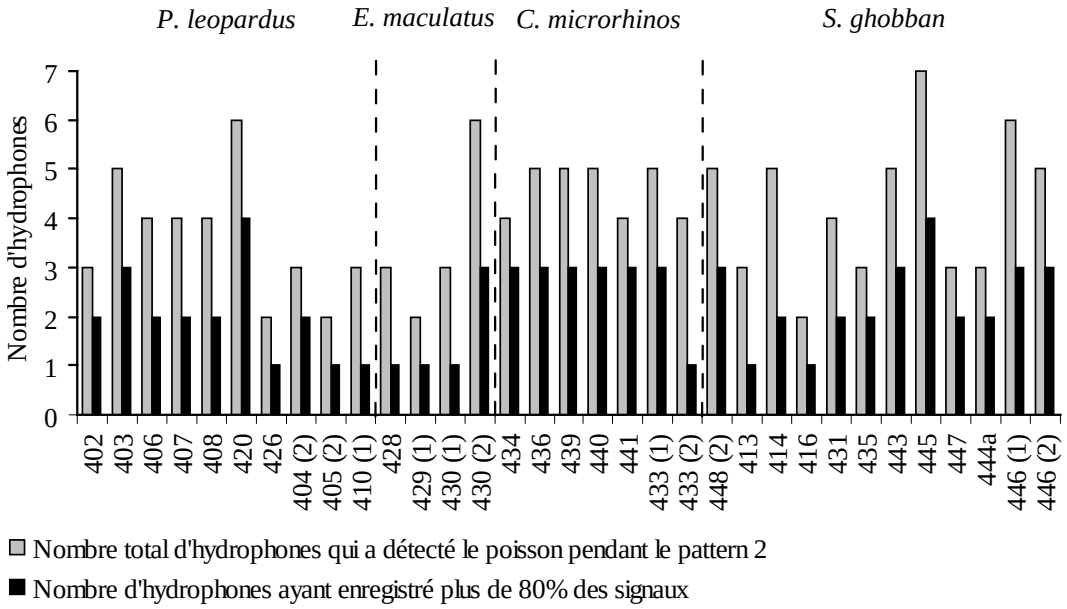


Fig. 46. Nombre total d'hydrophones et nombre d'hydrophones préférentiellement fréquentés (> 80% des détections) par les poissons pendant le pattern 2 (fidélité au site). Seuls les individus présentant des différences entre ces deux variables sont représentés (78.6% des périodes).

La détection des poissons a été continue (aucun jour d'absence) pour 54.8% des périodes de fidélité au site. Le nombre de périodes continues a varié selon les espèces (test de signe de Wilcoxon, $p = 0.07$) : 45.5% pour *S. ghobban*, 46.2% pour *P. leopardus*, 50% pour *E. maculatus* et 75% pour *C. microrhinos* (Fig. 47).

Les autres périodes de fidélité au site (45.2%, toutes espèces concernées) ont présenté de 1 à 31 périodes d'absence (moyenne : 7.5 périodes) (Fig. 47, Tab. 23). Dix individus (toutes espèces) ont présenté plus d'une période d'absence pendant la durée du pattern 2 (Tab. 23). Chaque période a varié entre 1 jour et 23 jours (Tab. 23). Seize absences (84%) ont duré entre 1 et 6 jours. Pour 3 individus (2 *P. leopardus* et 1 *S. ghobban*), les périodes maximales d'absence ont atteint 15, 17 et 23 jours consécutifs (Tab. 23).

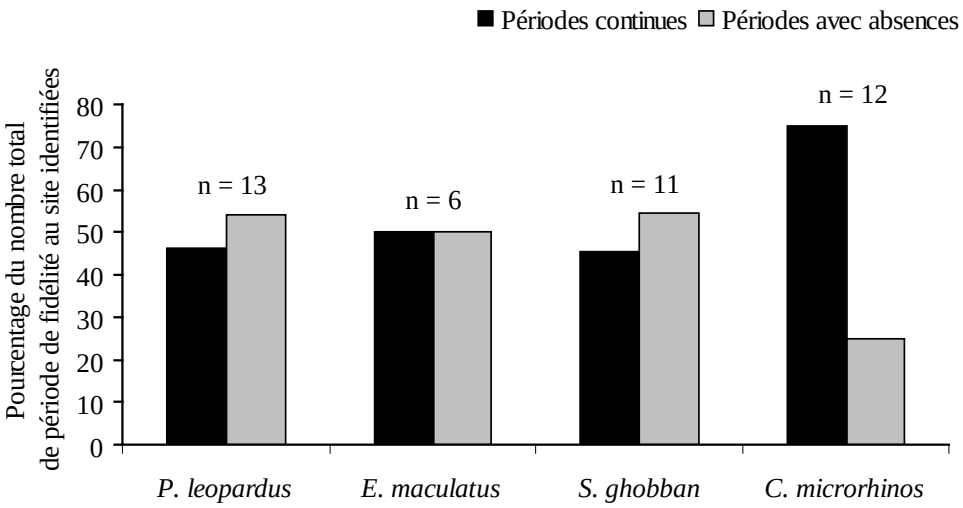


Fig. 47. Proportion des périodes de fidélité au site qui présentent ou non des périodes d'absence (journées sans détection). n : nombre de périodes de fidélité au site identifiées par espèce.

Tab. 23. Caractéristiques des absences pour les poissons qui n'ont pas été détectés de façon continue pendant leur période de fidélité au site.

Les durées sont données en nombre de jours. % absence : rapport de la durée totale des périodes d'absences sur la durée du pattern 2 (en jours). ID : numéro identifiant du poisson. Les parenthèses indiquent le numéro de la période de fidélité au site concernée quand plusieurs périodes ont été identifiées pour un individu. P : *Plectropomus leopardus*, E : *Epinephelus maculatus*, S : *Scarus ghobban*, C : *Chlorurus microrhinos*.

ID	Espèce	Durée pattern 2	Somme des absences	% absence	Nombre de périodes d'absence	Durée moyenne absences	Durée minimale absences	Durée maximale absences
#446 (1)	S	165	1	0.6	1	-	-	-
#416	S	326	3	0.9	3	1	1	1
#404 (2)	P	199	3	1.5	3	1	1	1
#433 (1)	C	49	1	2.0	1	-	-	-
#448	C	41	1	2.4	1	-	-	-
#441	C	92	5	5.4	2	2.5 ± 0.7	2	3
#405	P	372	33	8.9	20	1.7 ± 1.0	1	5
#408	P	217	21	9.7	14	1.5 ± 0.5	1	2
#444a	S	8	1	12.5	1	-	-	-
#414	S	316	42	13.3	16	1.6 ± 1.1	1	5
#404 (1)	P	10	2	20.0	1	-	-	-
#446 (2)	S	15	5	33.3	1	-	-	-
#402	P	90	31	34.4	13	2.6 ± 2.9	1	6
#430 (2)	E	9	5	55.6	1	-	-	-
#406	P	218	123	56.4	29	4.2 ± 4.1	1	15
#429 (2)	E	10	6	60.0	1	-	-	-
#444b	E	13	8	61.5	2	4	4	4
#413	S	280	191	68.2	31	6.2 ± 6.1	1	23
#410 (2)	P	20	17	85.0	1	-	-	-

La somme des absences a varié de 1 à 191 jours (moyenne : 26.3 ± 49.0 jours) (Tab. 23). Les jours où les poissons n'ont pas été détectés représentent entre 0.6% (*S. ghobban)* et 85%

(*P. leopardus*) de leur durée de fidélité au site (moyenne : 28.0%). Huit poissons (42.1% ; 3 *P. leopardus*, 3 *C. microrhinos* et 2 *S. ghobban*) ont été absents moins de 10% de leur période de fidélité au site (Tab. 23). Six poissons (31.6% ; 2 *P. leopardus*, 3 *E. maculatus* et 1 *S. ghobban*) n'ont pas été détectés pendant plus de 50% de leur période de fidélité au site (Tab. 23).

6.3.3 Relocalisation

Le troisième pattern de mouvement correspond à une relocalisation du home range des poissons (pattern 3). Seize individus (44.4% des poissons étudiés) ont présenté ce pattern pendant leur période de détection (Tab. 24) : 2 *C. microrhinos* (20% des poissons étudiés), 4 *S. ghobban* (40% des poissons étudiés), 6 *P. leopardus* (54.5% des poissons étudiés) et 4 *E. maculatus* (80% des poissons étudiés). Une seule relocalisation a été identifiée par individu.

Tab. 24. Caractéristiques moyennes du pattern 3 par famille (relocalisation).

Les valeurs ont été comparées par un test de test de Mann-Whitney. ns : non significatif ($p > 0.05$).

	Toutes espèces confondues	Serranidae	Scaridae	Différences Serr/Scar
Nombre d'individus	16	10	6	
Distance entre le site de départ et le site d'arrivée (m)				
Moyenne	2 667.5	2 728.9	2 628.3	ns
Ecart-type	1 318.2	1 446.3	1 355.6	
Minimum	520	790	520	
Maximum	4 850	4 850	4 180	

Quinze poissons (93.8%, toutes les espèces) ont présenté ce pattern de déplacement après une période de fidélité au site (pattern 2). Le 16ème poisson (#401 *P. leopardus*) a quitté la zone d'étude 4 jours après à sa libération (pattern 1) et a été redétecté après 160 jour d'absence, sur la pointe Est de la réserve. Un à 3 jours avant leur relocalisation, 5 poissons (31.25%, 3 *P. leopardus* et 2 *S. ghobban*) ont réalisé des excursions hors de la zone sur laquelle ils étaient habituellement détectés (pattern 4). Sept poissons (43.8%, toutes les espèces sauf *S. ghobban*) ont présenté une période de fidélité au site après leur relocalisation. Pour 9 individus (56.2%, toutes les espèces sauf *C. microrhinos*), la relocalisation intervient avant l'arrêt de leur détection dans la réserve. Ces poissons n'ont été redétectés que quelques jours sur leur site de destination avant la fin de leur période de détection (1.7 ± 0.8 jours).

La distance entre le site d'origine et le site d'arrivée a variée de 520 m à 4 850 m (moyenne : 2 668 ± 1 318 m) (Tab. 24). La distance moyenne n'a pas variée significativement entre les familles (test de Mann-Whitney, $p > 0.05$) et entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p > 0.05$) (Tab. 24, Tab. 25). En revanche, la distance entre la zone d'origine et la zone d'arrivée a varié significativement entre les individus (test de signe de Wilcoxon, $p \leq 0.001$).

Tab. 25. Caractéristiques moyennes du pattern 3 par espèce (relocalisation dans la réserve).

Les valeurs ont été comparées par un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test a posteriori de Steel-Dwass en cas de différences significatives. ns : non significatif ($p > 0.05$).

	Plectropomus leopardus	*Epinephelus maculatus*	*Chlorurus microrhinos*	*Scarus ghobban*	Différences
Nombre d'individus	6	4	2	4	
Distance entre le site de départ et le site d'arrivée					
Moyenne	2 035	3 675	2 200	2 842.5	ns
Ecart-type	1 201.3	1 031.6	707.1	1 647.1	
Minimum	790	2 350	1 700	520	
Maximum	3 990	4 850	2 700	4 180	

Le délai entre le site d'origine et le site d'arrivée a varié entre 51 min et près de 432 jours. Onze relocalisations (68.75%) ont duré moins de 4 jours (Tab. 26). Quatre d'entre elles ont duré moins d'une journée (25% ; 2 *S. ghobban* et 2 *C. microrhinos*). Le processus de relocalisation des *P. leopardus* a toujours duré plus de 2 jours (6 individus) (Tab. 26). Pour *C. microrhinos* la relocalisation a toujours duré moins d'une journée (2 individus). Le temps écoulé entre le site d'origine et le site d'arrivée a été plus variable pour *E. maculatus* et *S. ghobban* (Tab. 26). Pour ces 11 poissons (68.75%), le délai entre le site d'origine et le site d'arrivée a varié entre 51 min à 5 579 min (près de 4 jours) (moyenne : 1 968 ± 1 960 min, environ 33h). La durée moyenne du délai entre les deux sites a été 6.4 fois plus longue pour les Serranidae que pour les Scaridae (test de Mann-Whitney, $p \leq 0.05$) (Tab. 27). La durée moyenne la plus importante a été observée pour *P. leopardus* (2.6 à 57.2 fois supérieure aux autres espèces) (Tab. 27). Il n'y a pas de corrélation significative entre la durée du processus et la distance entre le site d'origine et le site d'arrivée (corrélation linéaire, $p > 0.05$).

Seules 5 relocalisations ont duré plus de 4 jours (31.25% ; 3 *P. leopardus*, 1 *E. maculatus* et 1 *S. ghobban*) (Tab. 26). Une longue période d'absence (> 30 jours) a été observée pour ces poissons avant leur redétection dans la réserve (46 jours à 432 jours, moyenne : 151.2 ± 163.7 jours). A leur retour, un seul individu (#410 *P. leopardus*) a présenté une période de fidélité

au site (20 jours, pattern 2). Les 4 autres poissons n'ont été redétectés qu'entre 1 et 2 jours dans la réserve avant la fin de leur période de détection.

Tab. 26. Durée entre le site d'origine et le site d'arrivée par espèce et pour l'ensemble des individus ayant présenté le pattern 3 (relocalisation dans la réserve).

% : proportion en pourcentage du nombre total d'individus ou d'individus par espèce.

	< 1 jour	1jour/2 jours	2 jours/3 jours	3 jours/4 jours	> 4 jours
Ensemble des espèces étudiées					
Nombre d'individus	4	4	1	2	5
%	25.0	25.0	6.25	12.5	31.25
P. leopardus					
Nombre d'individus	0	0	1	2	3
%	0.0	0.0	16.7	33.3	50.0
E. maculatus					
Nombre d'individus	0	3	0	0	1
%	0.0	75.0	0.0	0.0	25.0
C. microrhinos					
Nombre d'individus	2	0	0	0	0
%	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S. ghobban					
Nombre d'individus	2	1	0	0	1
%	50.0	25.0	0.0	0.0	25.0

Tab. 27. Durées moyennes entre les sites d'origine et d'arrivée (min) par famille et par espèce, pour les 11 individus qui n'ont pas montré une longue période d'absence lors de leur relocalisation (> 30 jours).

Les valeurs obtenues pour les Serranidae et les Scaridae ont été comparées par un test de Mann-Whitney. * : significatif ($0.01 < p \leq 0.05$). P : *Plectropomus leopardus*, E : *Epinephelus maculatus*, C : *Chlorurus microrhinos*, S : *Scarus ghobban*.

	P	E	C	S	Serranidae	Scaridae	Différences
Nombre d'individus	3	3	2	3	6	5	
Durée entre le site d'origine et le site d'arrivée (min)							
Moyenne	4 630	1 757	81	775	3 193	497	* (Scar < Serr)
Ecart-type	1 433	500	42	715	1 843	633	
Minimum	2 981	1 449	51	56	1 449	51	
Maximum	5 579	2 334	110	1 485	5 579	1 485	

Seules les quatre *E. maculatus* ont réalisé une relocalisation de nuit. Pour les 12 autres poissons, les dernières détections sur le site d'origine ont été enregistrées de jour, 41.7% durant la matinée (2 *P. leopardus*, 2 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) et 58.3% durant l'après-midi (4 *P. leopardus*, 2 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*). Les premières détections sur le site d'arrivée ont généralement été enregistrées de jour (91.7%), 41.7% durant la matinée (2 *P. leopardus*, 2 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) et 50% durant l'après-midi (4 *P. leopardus* et 2 *S. ghobban*). Un seul poisson (8.3%, #433 *C. microrhinos*) a été détecté pour la première fois sur le site d'arrivée 23 min après le coucher du soleil.

6.3.4 Excursion

Le quatrième pattern regroupe des individus qui ont effectué une ou plusieurs excursions en dehors de la zone qu'ils fréquentaient habituellement (pattern 4). Il est caractérisé par un déplacement limité dans le temps et un retour des individus sur leur site d'origine. Ce pattern a toujours été observé pendant une période de fidélité au site (pattern 2).

Quinze individus (42% des poissons étudiés) ont présenté ce pattern de déplacement : 5 *P. leopardus* (45% des poissons étudiés), 5 *S. ghobban* (50% des poissons étudiés) et 5 *C. microrhinos* (50% des poissons étudiés) (Tab. 28). Aucune excursion n'a été détectée pour *E. maculatus*. Trente sept excursions ont été identifiées. Le nombre d'excursion par individu a varié entre 1 et 5 (moyenne : 2.5 ± 1.2 excursions) (Tab. 28). Le nombre moyen d'excursions réalisées par les poissons n'a pas varié significativement entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p \geq 0.05$) (Tab. 28). Néanmoins, les Scaridae ont quasiment réalisé 2 fois plus d'excursions en moyenne que les *P. leopardus* (test de Mann-Whitney, $p = 0.051$) (Tab. 28). Il y a une corrélation entre le nombre d'excursions réalisées et la durée de fidélité au site (corrélation de rang de Spearman, $rhô = 0.34$, $p = 0.055$).

Tab. 28. Caractéristiques moyennes du pattern 4 (excursion) par espèce (aucun *E. maculatus* n'a présenté ce pattern de déplacement dans la réserve).

Les valeurs ont été comparées par un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test a posteriori de Steel-Dwass en cas de différences significatives. ns : non significatif ($p > 0.05$), * : significatif ($0.01 < p \leq 0.05$). P : *Plectropomus leopardus*, S : *Scarus ghobban*, C : *Chlorurus microrhinos*.

	Plectropomus leopardus	*Scarus ghobban*	*Chlorurus microrhinos*	Différences
Nombre d'individus	5	5	5	
Nombre d'excursion par individu				
Moyenne	1.6	3	2.8	ns
Ecart-type	0.9	1.6	0.8	
Minimum	1	1	2	
Maximum	3	5	4	
Distance parcourue (m)				
Moyenne	981	2 165	1 839	* (S > P)
Ecart-type	300	1 368	1 289	
Minimum	550	860	450	
Maximum	1 500	6 400	4 700	
Durée de l'excursion (min)				
Moyenne	1 695	325	419	* (P > C)
Ecart-type	2 383	371	865	
Minimum	110	1	1	
Maximum	7 202	1 195	3 134	

Les excursions n'ont pas été réalisées au même moment durant les périodes de fidélité au site (Fig. 48). Treize excursions (35.1%, *S. ghobban* et *C. microrhinos*) ont été réalisées dans le premier quart des périodes de fidélité au site (Fig. 48). Six excursions ont été réalisées dans le deuxième quart (16.2% ; *P. leopardus*, *S. ghobban* et *C. microrhinos*) et dans le troisième quart (16.2%, *P. leopardus* et *C. microrhinos*) des périodes de fidélité au site (Fig. 48). Douze excursions (32.4% ; *P. leopardus*, *S. ghobban* et *C. microrhinos*) ont été réalisées dans le dernier quart des périodes de fidélité au site (Fig. 48). Huit d'entre elles (*P. leopardus* et *S. ghobban*) ont été réalisées avant la relocalisation des individus (pattern 3). Trois d'entre elles ont été réalisées par le même individu (#431 *S. ghobban*) avant de changer d'activité et de présenter un niveau de déplacement élevé dans la réserve (pattern 6). Enfin, une excursion a été réalisée 5 jours avant l'arrêt de la détection d'un *C. microrhinos* (#439).

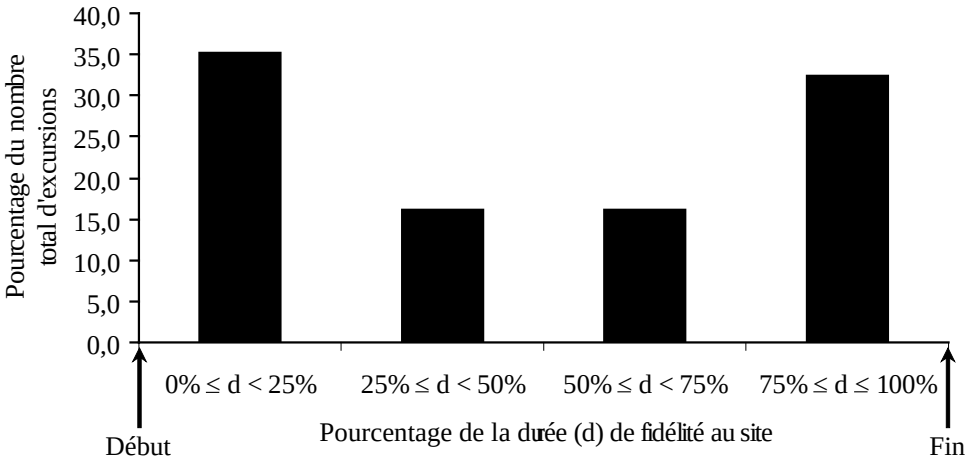


Fig. 48. Occurrence des 37 excursions identifiées dans les périodes de fidélité au site.

Les distances parcourues lors des excursions ont varié de 450 m à 6 400 m selon les individus (moyenne : 1 785 ± 1 245 m) (Tab. 28). Vingt-sept excursions ont impliqué un déplacement de moins de 2 000 m (73%) (Tab. 29). Dix excursions ont impliqué un déplacement de plus de 2 000 m (27%, en moyenne 3 400 ± 1 288 m) (Tab. 29). Les distances parcourues ont varié significativement entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.05$) (Tab. 28). En moyenne, les Scaridae ont couvert des distances 2 fois plus importantes que *P. leopardus* (981 ± 300 m) (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.01$ pour *S. ghobban*, $p \leq 0.05$ pour *C. microrhinos*) (Tab. 28). Pour les Scaridae, il y a une corrélation positive significative entre la taille des poissons et la distance minimale parcourue pendant l'excursion (corrélation linaire pour *C. microrhinos*, $r = 0.69$, $p \leq 0.01$; corrélation de rang de Spearman pour *S. ghobban*, $rhô = 0.73$, $p \leq 0.01$).

En revanche, aucun lien significatif n'a été identifié entre ces deux variables pour *P. leopardus* (corrélation linaire, $p > 0.05$; corrélation de rang de Spearman, $p > 0.05$).

Tab. 29. Nombre d'excursions réalisées en fonction de la distance parcourue.

% : pourcentage du nombre total d'excursions.

	< 1 000 m	1 000 m/2 000 m	> 2 000 m	Somme
Toutes espèces				
Nombre d'excursions	9	18	10	37
%	24.3	48.7	27.0	100.0
Plectropomus leopardus				
Nombre d'excursions	4	4	0	8
%	50.0	50.0	0.0	100.0
Scarus ghobban				
Nombre d'excursions	3	6	6	15
%	20.0	40.0	40.0	100.0
Chlorurus microrhinos				
Nombre d'excursions	2	8	4	14
%	14.3	57.1	28.6	100.0

La durée des excursions a varié de quelques minutes à 5 jours (moyenne : 657 ± 1315 min) (Tab. 28). La majorité des excursions (73%) ont duré moins de 12 h (Tab. 30). Parmi elles, 9 ont duré moins de 2h (40.5%) et 6 ont duré moins d'une heure (16.4%) (Tab. 30). Seules trois excursions (8.1%) ont duré plus de 24 h (3 jours en moyenne, 2 *P. leopardus* et un *C. microrhinos*) (Tab. 28). La durée des excursions a varié significativement entre les espèces (test de Kruskal-Wallis, $p \leq 0.05$). En moyenne, *P. leopardus* a réalisé des excursions 4.1 à 5.2 fois plus longues que celles identifiées chez les Scaridae (test de Steel-Dwass, $p \leq 0.05$ pour *C. microrhinos*, $p = 0.09$ pour *S. ghobban*) (Tab. 28).

Tab. 30. Nombre d'excursions et nombre d'excursions par espèce réalisées en fonction de la durée du déplacement.

% : proportion par rapport au nombre total d'excursions ou par rapport au nombre total d'excursions par espèce.

	< 12 h	12 h/24 h	> 24 h	Total
Toutes espèces				
Nombre d'excursions	27	7	3	37
%	73.0	18.9	8.1	100.0
Plectropomus leopardus				
Nombre d'excursions	3	3	2	8
%	37.5	37.5	25	100.0
Scarus ghobban				
Nombre d'excursions	12	3	0	15
%	80.0	20.0	0.0	100.0
Chlorurus microrhinos				
Nombre d'excursions	12	1	1	14
%	85.7	7.1	7.1	100.0

Paradoxalement, il y a une corrélation négative entre la durée des excursions et la distance parcourue pour *P. leopardus* (corrélation linéaire, $r = -0.74$, $p \leq 0.05$). En revanche, il y a une corrélation positive entre la durée des excursions et la distance parcourue pour *C. microrhinos* (corrélation linéaire, $r = +0.75$, $p \leq 0.01$). Aucun lien significatif n'a été trouvé entre ces 2 variables pour *S. ghobban* (corrélation linéaire, $p \geq 0.05$).

Toutes les excursions ont été réalisées de jour. Vingt-cinq excursions ont débuté dans la matinée (68%) et plus de la moitié (15 excursions, 60%) ont débuté entre 05 h et 07 h, après le lever du jour (93% de Scaridae). Pour *P. leopardus*, *S. ghobban* et *C. microrhinos*, la durée moyenne et la distance parcourue n'ont pas varié significativement selon la période à laquelle a commencé le déplacement (test de Mann-Whitney, $p \geq 0.05$).

6.3.5 Migration

Le cinquième pattern correspond à une migration des poissons en dehors de la zone d'étude (pattern 5). Il est caractérisé par une période relativement longue pendant laquelle les individus n'ont plus été détectés, suivie de leur retour au voisinage de la zone dans laquelle ils évoluaient à l'origine (même secteur, même hydrophone ou hydrophone proche). Pendant leur absence, aucun des poissons n'a été détecté hors de la réserve. Ce pattern a été observé chez 3 *P. leopardus* (27.3% des individus étudiés) et 1 *S. ghobban* (10% des individus étudiés) (Tab. 31). Ce pattern n'a été observé qu'une seule fois au cours de la période de détection des poissons sauf pour un *P. leopardus* (#403) pour qui il a été identifié deux fois (Tab. 31).

Trois migrations ont été réalisées après une période de fidélité au site de 3 jours (#403(1)), 90 jours (#402) et 165 jours (#446). Les deux autres migrations ont été réalisées après une période de forte activité associée à un niveau de déplacement important (pattern 6) (#403(2), #404).

Tab. 31. Caractéristiques du pattern 5 (migration).

Poisson	*P. leopardus* #402	*P. leopardus* #403 (1)	*P. leopardus* #403 (2)	*P. leopardus* #404	*S. ghobban* #446
Durée de l'absence (jours)	148	45	160	114	39
Hydrophones d'origine et d'arrivée	Identiques	Différents	Différents	Différents	Identiques
Heure de départ (hh:mm)	13:35	10:43	10:46	18:28	05:24
Heure de retour (hh:mm)	16:10	06:45	18:12	11:18	05:33

L'individu #403 (*P. leopardus*) a réalisé sa première migration (45 jours d'absence) peu de temps après sa réintroduction dans le milieu (6 jours, pattern 2). A son retour, ce poisson a présenté un niveau de déplacement élevé dans la réserve (7 jours, pattern 6) avant de réaliser sa deuxième migration (160 jours d'absence). Les 3 autres migrations ont été observées à la fin de la période de détection des poissons dans la réserve (#402, #404, #446). A leur retour, un seul de ces poissons (#446 *S. ghobban*) a montré une courte période de fidélité au site (15 jours). Les autres (3 *P. leopardus*) n'ont été redétectés qu'entre 1 et 5 jours avant la fin de leur période de détection.

La période pendant laquelle les poissons n'ont pas été détectés a duré entre 39 jours (#446 *S. ghobban*) et 160 jours (#403) (moyenne : 101 ± 57 jours) (Tab. 31). A leur retour, deux poissons (50% des individus, 40% des migrations) ont été redétectés sur l'hydrophone d'origine (#402 *P. leopardus*, #446 *S. ghobban*). Les autres individus (50% des individus, 60% des migrations) ont été redétectés par un hydrophone dont la limite de détection était située à moins de 275 m de l'hydrophone sur lequel ils étaient détectés avant leur départ (moyenne : 183 ± 159 m).

Le jour du départ, la dernière détection a été enregistrée de jour pour les 3 *P. leopardus* (80% des migrations). La dernière détection du *S. ghobban* a été enregistrée près d'une heure avant le lever du soleil. Lors du retour des poissons dans la réserve, la première détection des *P. leopardus* a été enregistrée de jour (80% des migrations). Comme lors de son départ, la première détection du *S. ghobban* a été enregistrée un peu moins d'une heure avant le lever du soleil.

6.3.6 Déplacements importants précédant une migration, une relocalisation ou l'arrêt de la détection des individus

Le sixième pattern de mouvement correspond à un niveau de déplacement élevé généralement observé après une période de fidélité au site et avant une migration, une relocalisation ou l'arrêt de la détection des individus dans la zone d'étude (pattern 6) (Tab. 32). Il a été identifié chez 5 poissons (13.9% du nombre total d'individus étudiés) : 3 *P. leopardus* (27.3% des individus étudiés), 1 *S. ghobban* (10% des individus étudiés) et 1 *C. microrhinos* (10% des individus étudiés) (Tab. 32). Ces individus ont présenté une seule fois le pattern 6 au cours de leur période de détection. Aucun *E. maculatus* n'a présenté ce type de déplacement (Tab. 32).

Ce pattern est caractérisé par un taux de déplacement élevé sur une zone couverte par 3 à 15 hydrophones selon les individus (moyenne : 9.6 ± 5.3 hydrophones visités pendant la durée du pattern 6) (Tab. 32). La durée du pattern 6 a varié de 1 (#404 *P. leopardus*) à 16 jours (#410 *P. leopardus*) (moyenne : 8 ± 5.7 jours) (Tab. 32).

Tab. 32. Caractéristiques du pattern 6 (fort taux de déplacement) par individu.

* ce nombre correspond à 11 hydrophones localisés dans la réserve et aux 4 hydrophones installés au récif Larégnère (Fig. 29).

Poisson	*P. leopardus* #403	*P. leopardus* #404	*P. leopardus* #410	*S. ghobban* #431	*C. microrhinos* #442
Durée (jours)	7	1	16	5	11
Nombre total d'hydrophones visités	13	5	3	15*	12
Pattern présenté avant	Migration	Fidélité au site	Fidélité au site	Fidélité au site	Fidélité au site
Pattern présenté après	Migration	Migration	Relocalisation	Arrêt de la détection	Arrêt de la détection

Quatre poissons (80% des individus ayant présenté le pattern 6 ; 2 *P. leopardus*, 1 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) ont présenté ce pattern après une période de fidélité au site (pattern 2) (Tab. 32). Un *P. leopardus* (#403) a présenté ce pattern après une migration, lors de son retour dans la réserve (pattern 5) (Tab. 32). Deux poissons (40% des individus ayant présenté le pattern 6 ; 1 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) ont présenté ce pattern avant l'arrêt de leur période de détection dans la réserve (Tab. 32). Les autres poissons (60% des individus ayant présenté le pattern 6 ; 3 *P. leopardus*) ont présenté ce pattern avant une migration (#403 et #404) (pattern 5) ou une relocalisation (#410) (pattern 3) (Tab. 32).

6.3.7 Synthèse

Six patterns de mouvements ont été identifiés dans la réserve de l'îlot Larégnère. Vingt poissons (44% des individus étudiés) ont réalisé des déplacements post-réintroduction avant de s'installer (pattern 1). Ce pattern est caractérisé par un taux de déplacement généralement important (7.6 ± 3.8 hydrophones visités en moyenne) sur une période relativement courte (3.8 ± 3.6 jours en moyenne) qui a généralement précédé l'installation des individus dans la réserve. Il n'y a pas de différences de la durée de ce pattern entre les espèces. En revanche, les Scaridae ont évolué sur une plus grande surface que les Serranidae. Pour 95% des individus, le nombre d'hydrophones visités le premier jour a été significativement inférieur au nombre moyen d'hydrophones visités les jours suivants. Six poissons (aucun *S. ghobban*) ont montré un comportement de homing.

Trente quatre poissons (94.4% des individus étudiés) ont montré au moins une période de fidélité au site (80% à 100% des individus selon les espèces) (pattern 2). Seules 40.5% des périodes de fidélité au site ont duré plus de 3 mois (aucun *E. maculatus*). Les périodes de fidélité au site ont été significativement plus longues pour les Scaridae (71.9 jours et 151 jours) que pour *E. maculatus* (8.2 jours). Un quart des poissons (*P. leopardus* et *S. ghobban*) ont présenté de longues périodes de fidélité au site (306.8 ± 101.5). Deux autres groupes ont été identifiés en fonction de l'étendue de la zone fréquentée pendant leur période de fidélité au site. Les individus du premier groupe (4 espèces étudiées) ont généralement été détectés dans une zone plus grande que ceux du second groupe (4 espèces étudiées). Dans chacun de ces ensembles, deux sous-groupes ont été séparés en fonction de la durée. Pour 30 poissons (4 espèces étudiées), le nombre d'hydrophones préférentiellement fréquentés a été 25% à 75% plus faible que le nombre total d'hydrophones visités (moyenne : 54.1%). Certaines périodes de fidélité au site (45.2%) ont présenté des périodes d'absence (1 à 31) pendant lesquelles les poissons n'ont pas été détectés (1 à 23 jours par période).

Seize individus (44.4% des poissons étudiés) ont effectué une relocalisation (pattern 3). Sept poissons (43.8%, aucun *S. ghobban*) ont présenté une période de fidélité au site après ce type de déplacement. Les 9 autres individus n'ont été redétectés que quelques jours avant l'arrêt de leur période de détection dans la réserve. La distance minimale entre le site d'origine et le site d'arrivée a variée de 520 m à 4 850 m (moyenne : 2 668 ± 1 318 m). Le délai entre le site d'origine et le site d'arrivée a varié entre 51 min et près de 434 jours et ne semble pas être lié à la distance séparant les sites. La majorité des relocalisations (68.75%) ont duré moins de 4 jours. Les relocalisations ont été diurnes sauf pour les 4 *E. maculatus* qui ont réalisé ce type de déplacement durant la nuit.

Quinze individus (42% des poissons étudiés, aucun *E. maculatus*) ont réalisé une ou plusieurs excursions pendant leur période de fidélité au site (pattern 4). Trente sept excursions ont été identifiées (moyenne : 2.5 ± 1.2 excursions par individu). Les Scaridae ont en moyenne réalisé 2 fois plus d'excursions que les *P. leopardus*. Il y a une corrélation entre le nombre d'excursions réalisées et la durée de fidélité au site. Treize excursions (35.1%) ont été réalisées dans le premier quart des périodes de fidélité au site. Douze excursions (32.4%) ont été réalisées dans le dernier quart des périodes de fidélité au site. Les distances parcourues ont varié de 450 m à 6 400 m selon les individus. En moyenne, les Scaridae ont couvert des

distances 2 fois plus importantes que *P. leopardus* (981 ± 300 m). La durée des excursions a varié entre quelques minutes et 5 jours (moyenne : 657 ± 1 315 min). La majorité des excursions (73%) a cependant duré moins de 12h. En moyenne, *P. leopardus* a réalisé des excursions plus longues que les Scaridae. Toutes les excursions ont été réalisées de jour.

Trois poissons ont réalisé une migration (3 *P. leopardus* et 1 *S. ghobban*) (pattern 5). Un *P. leopardus* (#403) a réalisé 2 migrations. Ce pattern est caractérisé par une absence de détection pendant plus de 30 jours suivie de la redétection des poissons à moins de 275 m de leur site d'origine. Ce pattern a été observé après une période de fidélité au site ou après une période de forte activité associée à un niveau de déplacement important (pattern 6). A leur retour, un seul poisson (#446 *S. ghobban*) a montré une période de fidélité au site (15 jours). L'absence a varié entre 39 jours (#446 *S. ghobban*) et 160 jours (#403 *P. leopardus*) (moyenne : 101 ± 57 jours consécutifs).

Cinq poissons (aucun *E. maculatus*) ont montré une augmentation d'activité associée à un niveau de déplacement élevé (pattern 6). Ce pattern a généralement été observé après une période de fidélité au site et avant une migration, une relocalisation ou l'arrêt de la détection des poissons dans la réserve. Il est caractérisé par un taux de déplacement généralement important (9.6 ± 5.3 hydrophones visités en moyenne) sur une période relativement courte (8 ± 5.7 jours en moyenne).

6.4 Discussion

La période de détection des individus dans la réserve a varié entre 3 et 531 jours. Malgré la grande variabilité individuelle, *P. leopardus* et *S. ghobban* ont présenté des périodes de détection plus longues que *C. microrhinos* et *E. maculatus*. Ces différences spécifiques sont probablement liées au fait qu'en moyenne, *P. leopardus* et *S. ghobban* ont présenté des périodes de fidélité au site plus longues que les deux autres espèces. Cette hypothèse est cohérente avec les résultats de Zeller (1997) qui observe que *P. leopardus* est susceptible de maintenir un home range stable sur plus de 200 jours.

Différentes hypothèses peuvent être formulées pour expliquer l'arrêt de la détection des poissons dans la réserve. Trois individus (*P. leopardus*) ont été détectés 14 à 156 jours de plus que la durée théorique de fonctionnement de leur marque. Pour ces poissons, il est probable que la fin de la période de détection soit due à l'arrêt de leur marque. Lors de l'arrêt de leur

détection, un peu plus de la moitié des poissons présentait une période de fidélité au site. Pour ces individus, l'arrêt de leur détection peut être dû à leur mort (prédation, maladie ou braconnage), à leur départ hors du réseau ou à un disfonctionnement des marques (cf. § 3 de ce chapitre). L'autre moitié a cessé d'être détectée peu après une relocalisation, une migration ou un changement d'activité associé à un fort taux de déplacement. Cette dynamique et la redétection de trois individus hors de la réserve (cf. § 4 et § 5 de ce chapitre) suggèrent que l'arrêt de la détection peut être dû au départ des poissons hors de la zone couverte par les hydrophones. Cette hypothèse est soutenue par le fait que 38.9% des poissons (toutes espèces confondues) aient arrêté d'être détectés durant leur période de reproduction en Nouvelle-Calédonie. Ce phénomène est particulièrement marqué chez *C. microrhinos* pour qui 90% des individus n'ont plus été détectés à partir de cette période. Cette hypothèse expliquerait en partie les différences interspécifiques de la durée moyenne de détection. Ce départ ne signifie pas pour autant que les poissons aient quitté la réserve car une grande surface de celle-ci n'était pas couverte par le réseau d'hydrophones (Fig. 39).

Six patterns de déplacements ont été identifiés au cours de cette étude. Leurs caractéristiques ont généralement permis de les associer à des processus post-recrutement documentés chez les poissons coralliens (Sales 1991, Kramer et al. 1997, Kramer & Chapman 1999, Kiel 2004). Les caractéristiques de ces différents patterns sont liées aux limites de la méthode (cf. § 3 de ce chapitre), à l'échelle spatio-temporelle d'observation et au nombre de poissons étudiés. En plus des variations liées au protocole expérimental, une partie des différences identifiées pourraient être due au faible nombre d'individus étudiés par espèce, ce qui augmenterait le poids des variations individuelles par rapport aux caractéristiques taxonomiques moyennes.

6.4.1 Déplacements post-réintroduction

Lors de leur réintroduction, moins de la moitié de poissons (44%) se sont directement installés dans la zone sur laquelle ils avaient été relâchés (pattern 2). Avant leur installation, les autres individus ont présenté une courte période de forte activité (3.8 jours en moyenne) pendant laquelle ils ont montré un taux de déplacement important. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce phénomène. Pour les besoins de l'expérience, certains individus ont été relâchés sur une zone différente de celle sur laquelle ils avaient été capturés (autre récif ou autre site sur le même récif). Il est possible que les différences observées soient liées à cette particularité du protocole. Cependant, seuls 12 des 23 poissons déplacés (52%) ont présenté

ce fort niveau d'activité. Bien que cette hypothèse ne puisse pas être exclue (6 cas de homing détectés) ce résultat suggère que le déplacement (changement de site) n'est pas le seul facteur expliquant ce haut niveau d'activité. Le même comportement a été observé chez *Branchiostegus japonicus* (Malacanthidae) par Mitamura et al. (2005) qui ont attribué ces variations aux caractéristiques de l'habitat sur les différents sites de réintroduction. A Larégnère, la nature de l'habitat ne semble pas avoir conditionné le départ de certains individus car tous les poissons ont été relâchés dans une zone où des congénères de même taille avaient été observés (Chateau & Wantiez 2005). Il est donc possible que certains individus aient choisi d'explorer leur nouvel environnement (McDougall & Kramer 2007) ou n'aient pas pu directement s'installer à cause d'une saturation des habitats, de ressources insuffisantes ou d'interactions négatives avec des congénères ou des individus d'autres espèces (Kramer et al. 1997).

Lors de leur réintroduction, les poissons ont montré ce pattern de déplacement entre 1 et 18 jours (95% moins de 6 jours). Ces résultats et l'absence de différences interspécifiques suggèrent que la durée de ces déplacements pourrait être conditionnée par des particularités individuelles du comportement qui résulteraient du phénotype, de l'environnement et du comportement des autres individus de la zone (Magurran 1993). Ces observations montrent que le niveau d'activité observé lors de la réintroduction d'individus marqués pourrait être induit par le protocole expérimental et suggèrent qu'une période d'acclimatation de plusieurs jours est nécessaire pour étudier les patterns de déplacements des poissons en milieu naturel.

L'étendue de la zone fréquentée a varié entre les espèces. Les Scaridae ont été détectés par un nombre plus important d'hydrophones que les Serranidae pendant cette période. Au sein des Serranidae, *E. maculatus* a en moyenne fréquenté une plus petite surface que *P. leopardus*. Ces résultats sont cohérents avec la place relative de chaque espèce sur l'échelle de mobilité proposée par Kulbicki (2007) avec cependant des distances couvertes généralement plus grandes que prévues (plusieurs kilomètres). Les différences interspécifiques sont néanmoins à relativiser au regard du faible nombre d'individus ayant présenté ce pattern par espèce, notamment pour *E. maculatus*. Le jour de leur libération, les individus (toutes espèces confondues) ont généralement couvert un linéaire de récif plus petit que celui fréquenté les jours suivant. Ce résultat est cohérent avec Thorsteinsson (2002) et Meyer (2003) qui rapportent qu'une hypoactivité temporaire est généralement observée chez les poissons nouvellement relâchés.

6.4.2 Comportement de homing

Six poissons (2 *P. leopardus*, 2 *E. maculatus* et 2 *C. microrhinos*) ont présenté un comportement de homing lors de leur réintroduction dans le milieu. Ce comportement correspond au retour d'un individu dans la zone qu'il fréquentait avant son déplacement (migration pour la reproduction, déplacement expérimental, etc.) (Matthews 1992, Jadot et al. 2006). De nombreuses études ont montré des capacités de homing chez les poissons (Workman et al. 2002, Kiel 2004, Jadot et al. 2006). Ce phénomène a principalement été étudié chez les Salmonidae qui retournent dans leur rivière natale pour se reproduire (Leggett 1977, Bruslé & Quignard 2004). Ce type de comportement a néanmoins été décrit chez de nombreuses espèces connues pour présenter une importante fidélité au site, dont des Serranidae (*Epinephelus afer* Beets & Hixon 1994, *E. marginatus* Lembo et al. 1999, *Mycteroperca microlepis* Kiel 2004) et des Scaridae (*Scarus croicensis* Ogden & Buckman 1973, *C. microrhinos* Imirizaldu 2007). Il fait référence au choix qu'à un individu de retourner sur le site qu'il occupait avant son déplacement ou de s'installer dans la zone sur laquelle il a été relâché. Ce choix dépend du bilan entre les coûts et les bénéfices associés aux différents sites et au déplacement nécessaire pour rejoindre la zone d'origine (Kramer & Chapman 1999). En théorie, le fitness[14] d'un individu pourrait être amélioré par le retour des poissons dans leur zone d'origine car dans certaines conditions, les coûts associés au déplacement seraient moins importants que ceux impliqués par l'établissement d'un nouvel home range (Kiel 2004). En cas d'installation, ces coûts seraient liés à l'exploration indispensable du nouvel environnement pour apprendre la localisation des ressources, des refuges, des compétiteurs et des prédateurs (McDougall & Kramer 2007).

Différentes hypothèses peuvent être formulées pour expliquer la variabilité interspécifique du taux d'individus ayant réalisé un homing. Ces différences pourraient être liées à des variations individuelles du comportement en raison du faible effectif étudié. La forte proportion de homing détecté pour *E. maculatus* pourrait être due au fait que ces poissons aient été relâchés dans un environnement connu, situé dans une zone moins fréquentée de leur home range initial. Cette hypothèse impliquerait que les spécimens fréquentent une zone d'au moins 1 500 m de long. Bien que cette distance soit importante, les résultats obtenus dans la partie précédente (§ 5 de ce chapitre) montrent qu'on ne peut pas exclure cette possibilité. L'absence de retour de certains individus pourrait également être due au fait que les poissons aient été relâchés dans une zone propice à leur installation. Les différences interspécifiques observées

[14] Terme anglais, voir définition en Annexe 1.

pourraient donc être liées aux exigences des espèces et à la distribution de leurs habitats dans la réserve. Cette hypothèse expliquerait qu'une espèce réputée ubiquiste tel que *S. ghobban* (aucun retour détecté) ait théoriquement une plus grande capacité à s'installer que *C. microrhinos* (67% de retour observé). Certains auteurs avancent également que la capacité de homing serait dépendante du stade de développement et de la taille des poissons (Matthews 1992, Kiel 2004). Les deux *P. leopardus* (65 cm et 56 cm) qui ont montré ce comportement étaient plus grands que les deux autres individus (43 cm et 46 cm). Les deux *E. maculatus* (46 cm) étaient également de grands individus pour l'espèce (taille maximale 60.5 cm). Aucun *S. ghobban* n'a présenté un comportement de homing. Les deux individus déplacés mesuraient 31 cm et 36 cm et figuraient donc parmi les petits individus de cette espèce (taille maximale 90 cm). Ces résultats sont cohérents avec l'hypothèse de Matthews (1992) qui suggère que la capacité de homing se développerait avec le temps. En revanche, la tendance inverse a été observée pour *C. microrhinos* pour qui seuls de petits individus (27 cm et 33 cm) ont montré ce comportement (taille maximale 70 cm). Dans ce cas, leur retour ne serait peut-être pas lié à un comportement de homing mais plutôt à la préférence de cette espèce pour un biotope particulier très localisé dans la réserve. Cette hypothèse est supportée par l'importante hétérogénéité de la distribution de *C. microrhinos* dans la zone d'étude (données extraites de Chateau & Wantiez 2005).

Seuls 2 individus sont retournés directement vers leur site de capture. Les autres ont été détectés entre 1 et 3 jours sur le site de réintroduction. Cette différence de comportement a été également observée pour *Sebastes inermis* (Sebastidae) par Mitamura et al. (2002) qui suggèrent que ces variations sont liées à l'absence d'un repère remarquable (digue artificielle) sur un des deux sites où les poissons avaient été libérés. Dans notre expérience, il est plutôt probable que ces différences soient dues au protocole expérimental et au fait que les poissons aient présenté une hypoactivité passagère liée au stress généré par la manipulation. Cette hypothèse est soutenue par le fait que les individus présentant le pattern 1 aient généralement été détecté par un plus petit nombre d'hydrophones le premier jour que les jours suivants. De même, Meyer (2003) a montré que les *Naso unicornis* (Acanthuridae) nouvellement marqués pouvaient rester plusieurs jours dans leur refuge lors de leur réintroduction.

La distance entre le site de réintroduction et le site de capture a varié de 1500 m à 4 500 m. Ces résultats démontrent que les espèces étudiées (sauf *S. ghobban*) ont la capacité de réaliser un homing sur plusieurs kilomètres (déplacements non liés à la reproduction). Pour les

P. leopardus et *E. maculatus*, ces distances sont du même ordre de magnitude que celles observées chez d'autres grands Serranidae. Kiel (2004) a montré ce type de comportement chez *Mycteroperca microlepis* (Serranidae) et indique que les individus sont capables de retourner sur leur site de capture quand celui-ci est situé à moins de 3 000 m. De même, Lembo et al. (1999) ont montré qu'*Epinephelus marginatus* (Serranidae) pouvait se déplacer jusqu'à 3 510 m pour retourner sur son site d'origine. Les *C. microrhinos* ont montré une capacité de homing entre des sites distants de 2 700 m. Peu d'informations sont disponibles pour les Scaridae. Récemment, Imirizaldu (2007) a confirmé les capacités de homing de *C. microrhinos* dans la zone d'étude. Lors de sa libération, un individu a en effet rejoint le site sur lequel il avait été capturé, distant de 4 142 m. Ogden & Buckman (1973) ont démontré que certains individus d'une petite espèce de Scaridae (*Scarus croicensis*) présentaient ce comportement et qu'ils pouvaient alors effectuer des déplacements d'environ 100 à 250 m entre des récifs isolés. Dans notre expérience, aucun des poissons qui ont été changés de récif n'est retourné se réinstaller sur son récif d'origine (cf. § 5 de ce chapitre).

Quand elle était calculable, la durée du déplacement a varié d'environ 3h à près de 18h. Même si l'échantillon étudié ne permet pas de tester le lien entre la durée du déplacement et la distance parcourue, il ne semble pas y avoir de corrélation entre ces deux variables. Les 2 *P. leopardus* ayant montré un comportement de homing ont par exemple couvert 4 000 et 4 500 m en respectivement 3h50 et 17h45. Dans ce cas précis, cette différence ne semble pas liée à la taille, au sexe ou au stade de développement car ces deux individus ont une taille proche (56 cm et 65 cm LF) et qu'ils seraient tous les deux des mâles. Cependant, le faible nombre d'individus étudiés ne permet pas de conclure. La durée du retour au site d'origine pourrait davantage être conditionnée à des variations individuelles du comportement et au fait que certains poissons n'ont probablement pas réalisé le trajet d'une seule traite, restant plus ou moins longtemps dans certains zones en fonction des interactions avec leur environnement biotique et abiotique (disponibilité des ressources, prédation, compétition, etc.). Cette hypothèse est difficilement vérifiable avec le matériel utilisé. En revanche, ce phénomène a été observé dans la zone d'étude par Imirizaldu (2007) chez un *C. microrhinos* qui a fréquenté au moins 2 zones particulières de la réserve (parfois plus d'une journée) avant d'atteindre sa destination.

Le retour des *C. microrhinos* vers leur site de capture a été réalisé durant la journée. Ce résultat est cohérent avec les observations d'Imirizaldu (2007) dans la zone d'étude et avec

l'hypothèse généralement documentée que les Scaridae sont des espèces actives durant la journée (Ogden & Buckman 1973, Lieske & Myers 2001). En revanche, des déplacements nocturnes ont été observés pour les 2 *E. maculatus* et un des deux *P. leopardus* lors de leur retour vers leur site d'origine. Les 2 *E. maculatus* ont débuté leur retour 4 jours avant et 3 jours après la pleine lune quand le vent était faible (6 à 11 nds). Le *P. leopardus* a réalisé ce déplacement 2 jours avant le premier quartier lunaire quand le vent était faible (6 nds). Ces observations confirment les résultats obtenus pour *E. maculatus* dans la partie précédente (§ 5 de ce chapitre) et montrent que dans certaines conditions (nuits claires, vents faibles) les Serranidae peuvent se déplacer sur de grandes distances durant la nuit bien que leur activité soit généralement diurne (Zeller 1997, Bolden 2001, Lieske & Myers 2001).

6.4.3 Période de fidélité au site

Pendant l'expérience, la majorité des poissons (94.4%) ont montré une ou deux périodes de fidélité au site dans la réserve. Ce pattern est probablement la conséquence de l'établissement d'un home range stable dans la zone d'étude. L'absence de lien entre la durée de fidélité au site et l'étendue de la zone fréquentée supporte également cette hypothèse car elle montre qu'il n'y a pas de dispersion continue au cours de ces périodes, à notre échelle d'observation. Un animal possède un home range quand il utilise de manière répétée une zone spécifique pour le déroulement de ces activités (Kramer et Chapman 1999). Un nombre important d'études ont démontré l'existence de home ranges chez les poissons (Ogden & Buckman 1973, Holland et al. 1993, 1996, Van Rooij et al. 1996, Kramer & Chapman 1999, Meyer et al. 2000, Eristhee & Oxenford 2001, Meyer 2003, Parsons et al. 2003, Kiel 2004, Jones 2005, Meyer & Holland 2005, Jadot et al. 2006). Bien que les home ranges soient courants dans l'environnement corallien, ils ne sont probablement pas universels (Kramer et Chapman 1999). Ce phénomène a été décrit chez plusieurs Serranidae dont *P. leopardus* (Samoilys 1997a, Zeller 1997), mais n'avait jamais été rapporté chez *E. maculatus*. Carpenter & Niem (2001) ont mentionné que *C. microrhinos* pouvait présenter ce type de comportement. En revanche, aucune étude n'avait encore décrit ce phénomène chez *S. ghobban*. Les bénéfices à restreindre ses activités à une zone définie ont rarement été étudiés empiriquement (Kramer et Chapman 1999). En théorie, ce comportement permettrait d'avoir une meilleure connaissance de la localisation des ressources (sites de nourrissage, refuges, sites de reproduction, etc.) et donc d'optimiser leur utilisation en fonction des interactions avec des congénères ou des individus d'autres espèces. Néanmoins, Kramer et Chapman (1999) suggèrent que limiter ses activités à un home range génèrerait certains coûts liés notamment au fait de ne pas pouvoir

découvrir et exploiter des habitats de meilleure qualité. Bien qu'elles aient un coût, les excursions identifiées au cours de 40.1% des périodes de fidélité au site permettraient probablement de limiter ces effets, tout en gardant les bénéfices associés au maintien d'un home range.

La durée de fidélité au site a varié selon les espèces. *E. maculatus* a présenté des périodes significativement moins longues que les Scaridae. Ces différences sont probablement dues au fait que les 5 *E. maculatus* soient partis s'installer hors du réseau. Cette hypothèse est confirmée par le fait que ces poissons aient rapidement quitté (7.5 ± 4.8 jours) la zone après leur réintroduction (2 comportements de homing vers un site situé hors du réseau et 3 relocalisations) et qu'un individu ait présenté une fidélité au site pendant environ 11 mois au récif Larégnère (cf. § 5 de ce chapitre). En revanche, la grande variabilité individuelle fait que la durée de fidélité au site n'a pas varié significativement entre les 3 autres espèces. *C. microrhinos* a néanmoins montré des périodes de fidélité environ 2 fois moins longues que *P. leopardus* et S. *ghobban*. Cette différence pourrait être liée au fait que la majorité des *C. microrhinos* ait été marquée plus tardivement dans l'expérience et que 90% des individus aient arrêté d'être détectés au moment de la reproduction. L'étendue de la zone fréquentée n'a pas montré de différences significatives entre les espèces, même si les Scaridae pourraient évoluer sur un plus grand linéaire de récif. Cette différence pourrait être liée au comportement trophique des familles étudiées. Kramer & Chapman (1999) indiquent que la taille et la forme du home range des poissons sont influencées par leur niveau de spécialisation et la distribution des habitats essentiels au déroulement de leurs activités (nutrition, repos, etc.). Ainsi, les espèces (tel que les Scaridae) qui fréquentent quotidiennement plusieurs habitats, possèderaient de plus grands home ranges (Kramer & Chapman 1999).

Différents types de fidélité au site ont été identifiés en fonction de leur durée et de l'étendue de la zone fréquentée. Un quart des poissons (*P. leopardus* et *S. ghobban*) ont présenté une longue période de fidélité au site (6 à 17 mois ; moyenne : 306.8 jours). En moyenne, ces valeurs sont supérieures à celle observée par Zeller (1997) pour *P. leopardus* (6.5 mois). Ces différences sont néanmoins difficilement comparables car la limite supérieure des durées de fidélité au site dépend directement de la durée de fonctionnement des marques. Les données obtenues dans notre expérience démontrent néanmoins que cette espèce peut présenter des périodes de fidélité au site significativement plus longue que celles décrites précédemment (17 mois au maximum). Les *S. ghobban* de ce groupe ont présenté une fidélité moyenne

d'environ 10 mois. A ma connaissance, aucune étude n'a rapporté une capacité de fidélité au site à long terme pour cette espèce. Cette valeur est inférieure mais néanmoins du même ordre de grandeur que celles rapportées pour un autre Scaridae (*Sparisoma cretense*) aux Açores (jusqu'à 30 mois) (Afonso et al. 2008a). Pendant cette période, les individus de ce groupe ont en moyenne été détectés par 3 hydrophones (36.2 ha) ce qui correspond à des déplacements sur un linéaire de récif compris entre 400 m et 1 030 m. Le matériel utilisé ne permet ni de déterminer la taille et la forme du home range, ni de mesurer les déplacements des individus à fine échelle. Cependant, les distances couvertes par *P. leopardus* sont légèrement supérieures mais du même ordre de grandeur que celles décrite par Zeller (1997) et Samoilys (1997a) en Australie. De même, le linéaire de récif couvert par les *S. ghobban* durant ces longues périodes de fidélité au site est proche de la longueur du home range de *S. cretense*, mesurée par Afonso et al. (2008a) aux Açores. En revanche, nos valeurs sont d'un ordre de grandeur plus important que celles rapportées pour d'autres Scaridae dans les Caraïbes (25 m à 100 m) (*Scarus croicensis* Ogden & Buckman 1973, *Sparisoma viride* Van Rooij et al. 1996).

Deux autres groupes ont été identifiés en fonction de l'étendue de la zone fréquentée pendant la période de fidélité au site. Les individus du premier groupe ont généralement été détectés dans une zone plus grande que ceux du second groupe. Dans chacun de ces ensembles, deux sous-groupes ont été séparés en fonction de la durée. Des *P. leopardus* et des *S. ghobban* ont été observés dans chaque groupe ce qui suggère une variabilité importante du niveau d'attachement au site entre les individus de ces deux espèces. Cette variabilité ne serait pas dépendante de la taille des poissons. Des observations similaires ont été réalisées par Afonso et al. (2008a) qui montrent que les variations intraspécifiques observées chez *Sparisoma cretense* (Scaridae) pourraient être expliquées par des différences de comportement social entre les individus. Chez cette espèce, il existerait des individus territoriaux peu mobiles qui posséderaient des home ranges de petite taille, et des individus vivant en groupe qui seraient plus mobiles et qui possèderaient des home ranges de plus grande taille (Afonso et al. 2008a). Une telle diversité comportementale intraspécifique a été observée chez d'autres espèces notamment des Acanthuridae (Meyer & Holland 2005), des Sparidae (Egli & Babcock 2004) et des Scaridae (Ogden & Buckman 1973, Afonso et al. 2008a). La même tendance a été observée pour *C. microrhinos*. En revanche, le faible nombre d'individus étudiés et l'absence d'informations sur les comportements sociaux des différentes espèces ne permettent pas de vérifier cette hypothèse. De plus, certains individus ont présenté plusieurs périodes de fidélité de typologies différentes. Les caractéristiques du home range pourraient donc être influencées

par d'autres facteurs qui détermineraient la taille de la zone fréquentée et conditionneraient la relocalisation d'un individu (distribution des habitats, changement des conditions environnementales, du niveau des ressources, des prédateurs ou des compétiteurs).

Pendant leur(s) période(s) de fidélité au site, les poissons n'ont généralement pas été détectés de manière homogène sur l'ensemble de la zone qu'ils fréquentaient. L'utilisation préférentielle d'un nombre limité de sites à l'intérieur du home range a été rapportée pour de nombreuses espèces (*Epinephelus guttatus* Shapiro et al. 1994, *Caranx melampygus* Holland et al. 1996, *Parupeneus porphyreus* Meyer et al. 2000, *Kyphosus sectatrix* Eristhee & Oxenford 2001, *Pagrus auratus* Parsons et al. 2003, *Mycteroperca microlepis* Kiel 2004, *Halichoeres* spp. Jones 2005, *Naso unicornis* Meyer & Holland 2005, *Sarpa salpa* Jadot et al. 2006). Parsons et al. (2003) ont par exemple montré que *Pagrus auratus* (Sparidae) passait la majorité de son temps dans une zone ne représentant que 3.6% à 16.3% de la surface de son home range. Ce type de comportement a également été observé chez *P. leopardus* (Samoilys 1997a, Zeller 1997). Zeller (1997) a décrit que 50% des détections diurnes de chaque individu (39 *P. leopardus* suivis) ont été obtenues sur 2 ou 3 positions caractéristiques, à l'intérieur de leur home range. Ce comportement pourrait permettre de diminuer les risques liés à la prédation en permettant une plus grande familiarité avec la géomorphologie de la zone, une connaissance de l'emplacement des abris et de leur accès. Le fait que la disponibilité des abris ait été décrite comme un facteur influençant significativement la distribution de nombreuses espèces soutient cette hypothèse (Sale 1991). En théorie, l'utilisation préférentielle d'un nombre limité de sites à l'intérieur du home range pourrait également augmenter le fitness notamment par à un accès plus rapide à la nourriture dont l'emplacement est connu et qui peut donc être exploitée plus efficacement (Kramer & Chapman 1999, Eristhee & Oxenford 2001). Ce phénomène serait particulièrement marqué chez les espèces tels que les Scaridae qui réalisent des migrations quotidiennes entre leur site de repos et leur site de nourrissage (Ogden & Buckman 1973, Harmelin-Vivien 1983, Bruslé & Quignard 2004).

Près de la moitié des périodes de fidélité au site (45.2%) ont été ponctuées par une ou plusieurs périodes pendant lesquelles les poissons n'ont pas été détectés. Les absences pourraient être liées au protocole expérimental, notamment à la position des hydrophones par rapport à celle du home range des poissons. Cette hypothèse a par exemple été vérifiée pour un *S. ghobban* (#413) qui a n'a pas été détecté pendant 191 jours lors d'une période de fidélité

au site de 280 jours près de l'hydrophone 4867 (Fig. 49). Ce poisson a présenté 31 périodes d'absences qui ont duré entre 1 et 23 jours. Ces données et le faible nombre de détections enregistrées quotidiennement par cet hydrophone suggèrent que le centre d'activité du poisson se situerait en dehors du réseau, à la limite de son champ de détection (Fig. 49).

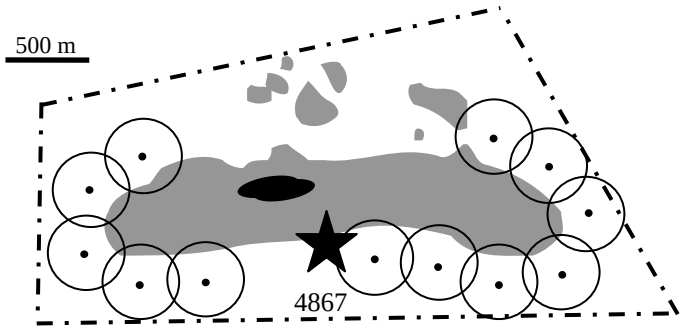


Fig. 49. Localisation possible du home range de l'individu #413 (*S. ghobban*) (étoile).

Les cercles indiquent la zone minimale de détection du signal autour de chaque hydrophone. Le cercle en pointillés montre l'emplacement d'un hydrophone initialement placé mais retiré du réseau en cours d'expérience. Le polygone en pointillés indique les limites juridiques de la réserve.

Les absences pourraient également correspondre à des excursions réalisées par les poissons en dehors de leur home range. Cette hypothèse est soutenue par le fait que la durée des absences (rarement plus de 6 jours consécutifs) soit du même ordre de grandeur que la durée des excursions identifiées dans cette expérience (pattern 4).

6.4.4 Relocalisation

Seize poissons appartenant aux 4 espèces étudiées ont effectué une relocalisation de leur home range dans la réserve. Le terme relocalisation définit un changement permanent du home range d'un individu à notre échelle d'observation. Chez les poissons, ce phénomène pourrait générer des bénéfices à long terme liés à l'amélioration de la qualité (ou de la quantité) des ressources (abris, nourriture, partenaires sexuels, sites de reproduction) (Kramer & Chapman 1999, Afonso et al. 2008a). Cependant, les relocalisations ont été décrites comme rares chez les poissons coralliens (Sales 1978 *in* Kramer & Chapman 1999). En théorie, le changement de home range engendrerait certains coûts qui pourraient favoriser la fidélité au site. En effet, la méconnaissance de l'emplacement des ressources dans un nouvel environnement pourrait temporairement réduire l'apport de nourriture et augmenter le risque de prédation en raison de la dépense supplémentaire d'énergie et du temps nécessaire pour

obtenir les informations indispensables à l'utilisation optimale du nouvel home range (McDougall & Kramer 2007).

Peu de travaux ont décrit ce type de comportement chez les poissons en dehors d'un déplacement lié à un changement ontogénique d'habitat (Kramer & Chapman 1999, McAfee & Morgan 1996). La relocalisation du home range d'un individu pourrait cependant être motivée par une variation de la quantité des ressources, du niveau de prédation, du niveau de compétition ou par une modification des caractéristiques environnementales (Kramer & Chapman 1999, Afonso et al. 2008a). Kramer et Chapman (1999) indiquent que la plupart de ces effets pourraient être densité-dépendants. Les fortes densités de poissons dans la réserve associées à la dégradation localisée de certains habitats lors du passage du cyclone Erica en 2003 (Wantiez et al. 2006) pourraient favoriser les relocalisations dans certaines zones de la réserve et ainsi expliquer le nombre important d'individus ayant présenté ce pattern au cours de notre expérience. La rareté théorique de ce type de comportement pourrait également être liée au manque de travaux ayant cherché à le caractériser et à la difficulté d'observer ce phénomène *in situ* (importante fidélité au site de certaines espèces, protocole expérimental inapproprié, durée des expériences souvent trop faible pour observer ce phénomène). Lors d'une étude menée à Lizard Island (Australie), Zeller (1997) a par exemple observé une remarquable stabilité du home range de *P. leopardus* entre des sessions de suivi actif séparées d'au maximum 202 jours. Au cours des 3 années qu'ont duré ces expériences, le contact a néanmoins été perdu pour 11 des 39 poissons suivis. Basé sur la stabilité du home range des autres individus, cet auteur a émis l'hypothèse que l'arrêt de la détection ne pouvait être liée qu'à la mort des poissons, à l'expulsion ou au disfonctionnement de leur marque ou à une migration pour la reproduction. Nos résultats sur cette espèce (54.4% de relocalisation, capacité de dispersion sur plusieurs km) indiquent cependant que cette perte de signal pourrait également être la conséquence d'un changement de home range entre deux sessions de suivi et illustrent la probable sous-estimation de ce phénomène chez les poissons coralliens.

La distance entre le site d'origine et le site d'arrivée a varié entre 520 m et 4 850 m. Peu de travaux ont examiné avec précision ce type de déplacement chez les poissons. Les données obtenues sont néanmoins cohérentes avec celle d'Imirizaldu (2007) qui a montré que d'autres Scaridae dont *C. microrhinos* pouvaient relocaliser leur home range sur des sites distants de respectivement 1 460 m et 4 142 m. La distance séparant les sites a énormément varié entre les poissons mais ne semble pas liée à des particularités spécifiques ou taxonomiques. A

l'échelle spatiale étudiée, la magnitude de ces déplacements pourrait être essentiellement conditionnée par des variations individuelles du comportement et par les opportunités d'installation offertes par l'environnement biotique et abiotique fréquenté.

Le délai entre le départ des poissons et leur détection sur le site d'arrivée a varié entre les individus. Pour 11 poissons (68.75% des individus ayant présenté ce pattern), la relocalisation a durée moins de 4 jours. Néanmoins, les Serranidae (notamment *P. leopardus*) ont mis 6 fois plus de temps pour se réinstaller que les Scaridae. Il n'y a pas de liens entre la durée du changement et la distance entre les sites. Ces différences pourraient donc être liées à une plus grande facilité de réinstallation des Scaridae en raison de leur plus grande capacité de dispersion à court terme (Kulbicki 2007) et de leur comportement trophique (espèces herbivores, sites de nourrissage différents des sites de repos). Il est possible que les *P. leopardus*, qui sont de grands spécimens (49.5 à 65 cm LF), aient mis plus de temps à se réinstaller en raison d'une distribution plus hétérogène de leur ressource et d'un niveau de compétition pour la nourriture et pour l'habitat plus élevé. Pour 5 poissons (31.25% des individus ayant présenté ce pattern), l'arrivée à destination a été précédée par une période de 46 à 432 jours sans détection. Ces individus ont pu quitter le site d'étude et s'installer temporairement en dehors de celle-ci avant de relocaliser une nouvelle fois leur home range dans la zone couverte par le réseau. Le fait que la durée de l'absence soit dans la gamme de durée des périodes de fidélité au site décrites précédemment et que la majorité des départs ait été observée peu de temps après la réintroduction de ces individus (4 à 54 jours) soutient cette hypothèse.

Après la relocalisation, moins de la moitié des poissons ont présenté une période de fidélité au site dans la réserve. La présence des autres individus sur le site d'arrivée n'a été observée que quelques jours avant l'arrêt définitif de leur détection. Dans ce cas, le site d'arrivée ne correspondrait probablement qu'à une étape dans un processus de relocalisation en dehors du réseau d'hydrophones installé dans la réserve. Cette hypothèse a été confirmée pour 1 *P. leopardus*, 1 *E. maculatus* et 2 *S. ghobban* qui ont été redétectés (ou capturés) hors de la réserve (cf. § 5 de ce chapitre). Ces observations suggèrent que la relocalisation pourrait être un processus graduel. En Nouvelle-Zélande, Parsons et al. (2003) ont observé ce phénomène chez un *Pagrus auratus* (Sparidae) qui a été détecté sur 2 sites intermédiaires avant de stabiliser son activité dans une zone située à 220 m de son précédent home range. Cette hypothèse pourrait expliquer en partie la grande variabilité du délai entre le départ des

poissons et leur détection sur le site d'arrivée, et l'absence de lien entre cette variable et la distance séparant les deux sites.

La majorité des relocalisations ont été réalisées (ou ont débutées) durant la journée. Cette observation est cohérente avec l'hypothèse que les espèces étudiées présentent un rythme diurne d'activité (Zeller 1997, Lieske & Myers 2001, Kulbicki 2007). Cependant, des mouvements nocturnes ont aussi été observés lors des quatre relocalisations identifiées chez *E. maculatus*. Ce résultat confirme les capacités de dispersion nocturne qui avaient été décrites chez cette espèce précédemment (cf. § 5 et § 6.4.2 de ce chapitre). Ces observations contrastent avec celles de Kulbicki (2007) qui a décrit cette espèce comme étant inactive pendant la nuit. Il est également possible que ce comportement ne soit lié qu'au processus de relocalisation. Relocaliser de nuit pourrait diminuer les risques liés au déplacement dans un environnement inconnu (méconnaissance des abris et des prédateurs résidents). En l'absence de données bibliographiques, une étude supplémentaire serait nécessaire pour confirmer cette hypothèse et pour déterminer si *E. maculatus* présente communément une activité diurne et nocturne. Un *C. microrhinos* (#433) est arrivé à destination 23 min après le coucher du soleil. La période crépusculaire est une période de transition pendant laquelle les espèces diurnes se déplacent de leurs aires trophiques vers leurs abris nocturnes. L'installation dans les abris se ferait peu avant et immédiatement après le coucher du soleil (entre 15 et 60 min ; Helfman 1993, Bruslé & Quignard 2004). Il est donc probable que cet individu soit resté au large de la zone couverte par l'hydrophone de destination pendant la journée (herbier) et que son arrivée corresponde à son retour vers un site de repos nocturne.

6.4.5 Excursion

Alors qu'ils présentaient une période de fidélité au site (pattern 2), quinze poissons (5 *P. leopardus*, 5 *S. ghobban* et 5 *C. microrhinos*) ont réalisé une ou plusieurs excursions hors de leur home range. Ces résultats corroborent ceux de Kramer & Chapman (1999) qui indiquent que les poissons font occasionnellement des mouvements exploratoires de courte durée hors de leur aire habituelle d'activité. Le fait qu'aucun *E. maculatus* n'ait présenté ce pattern de déplacement est probablement lié au faible nombre d'individus étudiés et qu'aucun des poissons n'ait montré de longue période de fidélité au site dans la réserve (13 jours au maximum). Cette hypothèse est appuyée par le fait qu'il y ait une corrélation entre cette variable et le nombre d'excursions réalisées par poisson. Un *E. maculatus* a d'ailleurs réalisé

une excursion de 4 jours depuis le récif Larégnère sur lequel il était installé depuis 63 jours (cf. § 5.3 de ce chapitre).

Trente sept excursions ont été identifiées pendant l'expérience. L'emplacement des hydrophones permettait principalement d'identifier des déplacements le long du récif. Il est néanmoins possible que certains individus aient réalisé des excursions vers le large et donc que ce nombre soit sous-estimé. De nombreux auteurs ont observé que certains poissons coralliens réalisaient quotidiennement des migrations trophiques entre le récif et les zones d'herbier (Ogden & Buckman 1973, Harmelin-Vivien 1983, Lindholm et al. 2006). Ce phénomène a été démontré pour *S. ghobban* et *C. microrhinos* dans la zone d'étude (Imirizaldu 2007). De plus, ce type de déplacement a été identifié chez ces deux espèces entre la réserve et le récif Larégnère (cf. § 5.4 de ce chapitre).

Différentes hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ce pattern de déplacement. Les excursions pourraient correspondre à des mouvements ponctuels dans des zones moins fréquentées du home range des individus (Parsons et al. 2003). Cette hypothèse impliquerait que les poissons fréquentent un home range de plus grande taille incluant l'ensemble des hydrophones sur lesquels ils ont été détectés. L'hétérogénéité spatiale de la détection observée durant les périodes de fidélité au site (cf. § 6.4.3 de ce chapitre) indique que cette hypothèse ne peut pas être exclue d'autant que les distances séparant le site de départ et le site d'arrivée sont généralement inférieures à l'étendue maximale du home range présenté par certains individus de chaque espèce (6 ou 7 hydrophones couvrant 1 800 m à 2 200 m linéaires de récifs). Cette hypothèse pourrait par exemple expliquer la corrélation négative entre la durée des excursions et la distance parcourue chez *P. leopardus*.

Les excursions pourraient également être liées à l'exploration de l'environnement proche quand elles ont été réalisées juste après l'installation des poissons. Cette hypothèse rejoint celle de McDougall & Kramer (2007) qui proposent que des espèces possédant de grands home range (par rapport à celui de Pomacentridae) privilégieraient l'exploration de leur nouveau territoire après une relocalisation. Ce phénomène a exclusivement été observé chez les Scaridae. Ce résultat pourrait être expliqué par le comportement trophique de ces espèces qui inciterait les individus à explorer leur territoire pour localiser rapidement leurs sites de nourrissage, généralement différents de leur site de repos (Ogden & Buckman 1973).

Les excursions pourraient faire partie d'un processus de relocalisation. Elles pourraient en effet correspondre à des sessions d'échantillonnage ayant pour but la prospection de nouveaux sites de nourrissage ou de reproduction (Hughes 1997, Kramer et al. 1997). Kramer & Chapman (1999) ont décrit ce type de déplacement comme étant un élément préalable possible à une relocalisation. Cette hypothèse est soutenue par le fait qu'environ un tiers des excursions aient été réalisées à la fin des périodes de fidélité au site et qu'un changement de home range ait ensuite été confirmé pour plus de la moitié des poissons (57%).

Enfin, certaines excursions pourraient avoir un lien avec la reproduction. Lors de cette étude, 40% à 62.5% des excursions ont été réalisées pendant la période de reproduction de *P. leopardus*, *S. ghobban* et *C. microrhinos* en Nouvelle-Calédonie. En Australie, Zeller (1998) a observé que *P. leopardus* réalisait des migrations de courte durée entre son home range et des sites de ponte situés entre 220 m et 5 210 m de la zone où ils résidaient. Au moment de la reproduction, des agrégations de ponte temporaires se constitueraient en fin d'après-midi, principalement autour de la pleine lune (Samoilys 1997b, Zeller 1998). Les poissons résideraient entre quelques heures et quelques jours sur le site de ponte (4 à 7 jours) avant de retourner à leur home range initial (Zeller 1998). Dans notre étude, 4 excursions (50% des excursions identifiées chez *P. leopardus*) ont été effectuées pendant la saison de ponte de cette espèce, autour de la pleine lune (4 jours avant à 7 jours après). Samoilys (1997b) a montré que *P. leopardus* pondait au crépuscule. Selon ce critère, une seule de ces 4 excursions pourrait représenter une migration vers une agrégation de ponte dans la réserve. Lors des trois autres excursions, les poissons sont revenus sur leur site d'origine en milieu d'après midi au plus tard, ce qui exclut leur participation à la ponte. La même tendance a été observée pour *S. ghobban* et *C. microrhinos* qui ont montré respectivement 6 et 7 excursions diurnes (40% et 50% des excursions identifiées) pendant leur période de reproduction en Nouvelle-Calédonie. Cependant, les incertitudes concernant les tailles de maturité de ces espèces et le manque de données sur leur comportement reproductif ne permettent pas de vérifier cette hypothèse. Aux Açores, Afonso et al. (2008a, 2008b) ont néanmoins montré qu'un autre Scaridae se reproduisant de manière saisonnière (*Sparisoma cretense*) réalisait des migrations à court terme vers des sites de reproduction situés à 450 m.

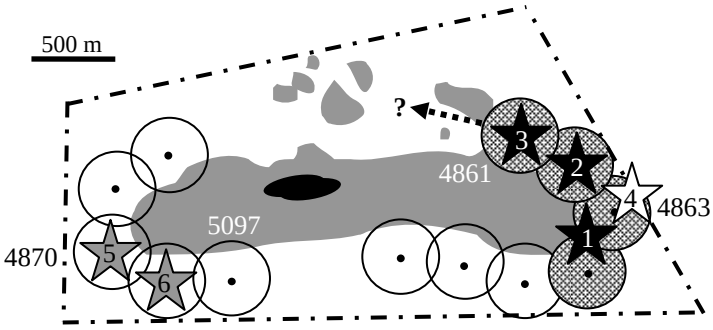
6.4.6 Migration

Quatre poissons (3 *P. leopardus* et 1 *S. ghobban*) ont réalisé une à deux migrations pendant la durée de l'expérience. Le terme migration est défini par un changement temporaire de la

position du home range et se caractérise par un retour sur le site d'origine (McFarland 2001). Avant leur départ, les poissons ont montré une période de fidélité au site, parfois suivie par une courte période pendant laquelle ils présentaient un haut niveau de déplacement (pattern 6). A leur retour, les individus ont été redétectés à moins de 275 m de la zone d'origine (dont deux sur le même site). Cependant, un seul des 4 poissons ayant présenté ce type de déplacement (*S. ghobban*) a montré une période de fidélité au site à son retour (15 jours). Les trois autres ont été uniquement redétectés entre 1 et 5 jours dans la réserve. Il est possible que l'environnement biotique ait changé pendant les 45 à 160 jours qu'ont duré leur(s) absence(s) et que ces poissons n'aient pas pu se réinstaller dans la zone fréquentée à l'origine (modification du niveau de prédation, de la distribution et de l'abondance des proies, du niveau de compétition pour les abris et la nourriture, etc.). Pour maximiser leur fitness, ces individus ont pu continuer leur déplacement vers une zone plus optimale, située en dehors du réseau (McFarland 2001).

De nombreuses espèces font des migrations liées à leur reproduction ou en réponse à des changements des conditions environnementales (McFarland 2001). Le départ de 2 *P. leopardu*s (#402 et # 403) pourrait être lié à la reproduction. Après une période de fidélité au site de 90 jours, l'individu #402 a quitté la zone d'étude pendant la période de reproduction de cette espèce en Nouvelle-Calédonie (début octobre), 5 jours avant la pleine lune (Kulbicki 2007). Le comportement de l'individu #403 a été plus difficile à interpréter (Fig. 50). Après sa libération, ce poisson a présenté une courte période de fidélité au site (6 jours) avant de quitter la zone d'étude pendant 45 jours. Son profil de détection suggère qu'il pourrait avoir quitté la zone pour aller s'installer hors du réseau (déplacement unidirectionnel le jour du départ depuis l'hydrophone 4863 vers le 4861). Début septembre (1 à 2 mois avant le début de la période de reproduction), ce poisson a été redétecté par un des 4 hydrophones couvrant son home range d'origine. A partir de cette date, cet individu a présenté un niveau de déplacement élevé et a été détecté sur l'ensemble des hydrophones installés dans la réserve (pattern 6). Le 7ème jour, il a quitté la zone pendant 160 jours et n'y a été redétecté qu'environ 15 jours après la période de reproduction de cette espèce. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Samoilys (1997b) et Zeller (1998) qui ont démontré que *P. leopardus* réalisait des migrations intra et inter-récifs pour se reproduire et que le niveau d'activité de certains individus pouvait augmenter pendant les deux mois précédant la période de reproduction. Si cette hypothèse était vérifiée, le retour tardif des poissons contredirait les résultats de Zeller (1998) qui a montré que les individus retournaient sur leur home range quelques jours après la

ponte. Les modalités de redistribution spatiale après la reproduction sont méconnues chez les poissons qui réalisent des migrations pour pondre. Même si certaines études montrent un retour des individus à leur home range d'origine (Zeller 1998), ce comportement n'est peut être pas le cas général. Cette hypothèse est appuyée par le départ définitif à notre échelle d'observation de 90% des *C. microrhinos* pendant la période de reproduction de cette espèce en Nouvelle-Calédonie.



Zone fréquentée lors de la réintroduction (fidélité au site du 1er au 6ème jour).
★ Déplacement observé le 6ème jour (départ).
☆ Site sur lequel le poisson a été redétecté lors de son retour après 45 jours d'absence (première migration).
★ Site de départ (point 5) et d'arrivée (point 6) de la deuxième migration (160 jours d'absence). Entre le point 4 et le point 5 le poisson a été détecté sur l'ensemble des hydrophones de la réserve pendant 7 jours (pattern 6).

Fig. 50. Représentation schématique des déplacements de l'individu #403 (*P. leopardus*) dans la réserve de l'îlot Larégnère.

Les étoiles indiquent le site de détection du poisson. Les nombres indiquent la chronologie. Les numéros à 4 chiffres font référence aux numéros des hydrophones mentionnés dans les résultats. Les cercles pleins indiquent la zone minimale de détection du signal autour de chaque hydrophone. Le cercle en pointillés montre l'emplacement d'un hydrophone initialement placé mais retiré du réseau en cours d'expérience. Le polygone en pointillés indique les limites juridiques de la réserve.

Un *P. leopardus* (#404) et un *S. ghobban* (#446) ont réalisé une migration en dehors de leur période de reproduction. Sept jours avant son départ, le *S. ghobban* a montré un profil de détection particulier, caractérisé par une très faible détection journalière (11 min en moyenne à différents moments de la journée) sur uniquement un ou deux des 6 hydrophones habituellement fréquentés pendant sa période de fidélité au site. Ce profil pourrait être lié à une relocalisation du home range à la limite du champ de détection de ces hydrophones ou à son départ vers une zone moins fréquentée du même home range. L'abondance des pâtés coralliens dans cette zone d'herbier et l'observation régulière de congénères dans ce type d'habitat (Chateau obs. pers.) supportent ces 2 hypothèses. La courte période de fidélité au site observée lors de son retour après 39 jours sans détection ne permet pas de les discriminer l'une de l'autre. Un profil de détection similaire a été observé pour le *P. leopardus* et montre

que son apparente migration correspondrait finalement à sa relocalisation vers le large, en limite de détection de certains hydrophones. Des observations régulières dans cette zone ont montré la présence de nombreuses failles au Sud-est de la réserve qui abritaient des concentrations importantes de poissons dont des *P. leopardus* (Chateau obs. pers.).

Les derniers signaux détectés le jour du départ et les premiers signaux détectés au retour ont été enregistrés de jour pour les 3 *P. leopardus*. Ces observations sont cohérentes avec l'hypothèse que cette espèce est principalement active durant la journée (Zeller 1997). Pour le *S. ghobban*, le dernier signal détecté le jour du départ et le premier signal détecté lors du retour ont été enregistrés environ une heure avant le lever du soleil. Ces résultats sont cohérents avec ceux d'Afonso et al. (2008a) qui ont démontré qu'un autre Scaridae (*Sparisoma cretense*) présentait une reprise d'activité dès l'aube. Cette observation et l'inactivité des Scaridae durant la nuit confirmeraient en partie l'hypothèse que ce poisson fréquentait un home range proche de la limite de détection des hydrophones sur lesquels il était régulièrement détecté avant son départ.

6.4.7 Déplacements importants précédant une migration, une relocalisation ou l'arrêt de la détection des individus

Pendant une courte période (1 à 16 jours), cinq poissons (3 *P. leopardus*, 1 *S. ghobban* et 1 *C. microrhinos*) ont montré un niveau de déplacement important dans la réserve. Pour la majorité des individus, ce changement d'activité est intervenu après une période de fidélité au site. Lors de ces déplacements, les poissons ont évolué sur une zone généralement grande pouvant inclure la totalité des hydrophones installés dans la réserve (12 ou 13 selon la période), voire ceux installés au récif Larégnère (#431 *S. ghobban*). Deux *P. leopardus* (#404 et #410) ont cependant été détectés par un nombre plus restreint d'hydrophones. L'individu #404 n'a été détecté que par 5 hydrophones mais qui étaient répartis sur l'ensemble de la zone d'étude (2 à la pointe Ouest, 3 à la pointe Est) ce qui a nécessité son déplacement sur au moins 3 km. Pour l'individu #410, le plus faible nombre d'hydrophones impliqués dans ces déplacements pourrait être dû au fait qu'une partie de la zone fréquentée pendant le pattern 6 soit située hors du réseau. Cette hypothèse est soutenue par le haut niveau de déplacement de ce poisson sur l'ensemble des 3 hydrophones concernés, ses absences diurnes répétées (jusqu'à 80% de la journée) et sa non détection pendant 2 périodes de 3 jours (37.5% de la durée du pattern 6).

Plusieurs hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ce type de déplacement. Ce pattern a toujours précédé une migration, une relocalisation ou l'arrêt de la détection des poissons dans la réserve. Ces mouvements pourraient donc être associés à une augmentation de l'activité des poissons préalable à leur départ. Kramer & Chapman (1999) indiquent qu'une relocalisation pourrait être précédée de plusieurs session d'échantillonnage en dehors du home range établi. Samoilys (1997a) a observé que l'activité de certains *P. leopardus* (mâles) pouvait augmenter jusqu'à 2 mois avant les migrations liées à la reproduction de cette espèce en Australie. Cette hypothèse pourrait expliquer le comportement de deux *P. leopardus* (#403 et #410) qui ont présenté ce pattern en septembre, avant la période de reproduction de cette espèce en Nouvelle-Calédonie (fin octobre/fin janvier). Pour le *C. microrhinos*, ce haut niveau de déplacement a été observé à la fin de sa période de détection (fin janvier), avant sa période de reproduction (février/avril). Cependant, l'absence de données sur le comportement reproductif de cette espèce ne permet pas de vérifier cette hypothèse.

Ces déplacements pourraient également être les mouvements à court terme d'un prédateur qui aurait ingéré la marque avec sa proie. Cette hypothèse est techniquement réaliste. Chez *Gadus morhua* (Gadidae), Winger & Walsh (2001) ont par exemple montré que la durée de rétention intra-stomacal de marques similaires était supérieure à la durée pendant laquelle les poissons ont présenté le pattern 6. Cette hypothèse pourrait notamment expliquer le changement de rythme (ex. apparition de déplacement nocturnes importants) observé chez les deux Scaridae (#431 et #442) et l'arrêt de leur détection après seulement 14 et 36 jours. Les Scaridae ont été décrit comme étant inactifs durant la nuit (Ogden & Buckman 1973, Randall 2005). L'observation d'importants déplacements nocturnes non observés pendant la fidélité au site qui a précédé cette période va dans le sens de cette hypothèse. En revanche, cette théorie difficilement vérifiable pour *P. leopardus* car cette espèce a montré des capacités de déplacement importantes durant la journée mais aussi durant la nuit au cours de cette expérience.

7 Synthèse et implications des données obtenues pour le dimensionnement des réserves du Parc du Lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie

7.1 Synthèse

Les données recueillies dans le cadre de cette thèse ont permis de proposer une typologie des déplacements de quatre espèces de poissons coralliens dans un paysage lagonaire et sur un récif placé en réserve. A ces deux échelles d'observation, les résultats montrent de grandes capacités de dispersion chez les individus étudiés qui peuvent être associées à des processus biologiques et comportementaux décrits chez les poissons coralliens. Pendant la durée de l'expérience, la majorité des poissons ont montré des périodes de fidélité au site. Six individus (aucun *S. ghobban*) ont montré un comportement de homing, parcourant 1 500 à 4 500 m dans la réserve pour retourner s'installer sur leur site de capture. Cependant, moins de la moitié des périodes ont duré plus de 3 mois et seuls 3 *P. leopardus* ont été détectés pendant toute la durée du suivi. Contrairement à ce qui était attendu, la majorité des individus ont présenté des patterns de mouvements dispersifs (excursion, migration, relocalisation, etc.) tant à l'échelle de la réserve qu'à l'échelle de la zone d'étude. Si l'on exclut les déplacements post-réintroduction qui ont probablement été induit par le protocole expérimental, 62% des individus ont montré un comportement dispersif, allant d'une simple excursion intra-récif (quelques centaines de mètres) à une relocalisation sur un récif situé à près de 6 km. Ces résultats contrastent avec l'hypothèse que les espèces coralliennes sont relativement sédentaires à ces échelles d'observation et suggèrent que leurs capacités de dispersion ont probablement été sous-évaluées dans la littérature. Il est néanmoins possible que cette dynamique soit une conséquence du cyclone Erica qui a impacté cette zone en 2003 (Wantiez et al. 2006). La perte significative d'habitat pourrait avoir modifié le niveau des interactions entre les individus en augmentant la densité locale des peuplements sur des portions plus limitées des récifs. Ce phénomène pourrait avoir favorisé la mise en place de processus densité-dépendants qui encourageraient par exemple les relocalisations hors de la réserve où les densités sont plus faibles et certains habitats de meilleure qualité (Kramer & Chapman 1999).

A notre échelle d'observation, l'importance des différences intraspécifiques par rapport aux différences taxonomiques montrent une grande plasticité phénotypique chez les poissons et confirme que la variabilité individuelle du comportement peut générer un continuum de mobilité à l'intérieur d'une même espèce (Ogden & Buckman 1973, Attwood & Bennett 1994, Meyer 2003, Parsons et al. 2003, Egli & Babcock 2004). Les résultats suggèrent

également que cette plasticité existerait à l'échelle d'un individu et soutiennent l'hypothèse que l'expression des différents comportements dans le temps varierait avec le stade de développement, l'environnement et l'expérience (Magurran 1993). Ces résultats suggèrent que les politiques de gestion fondées sur l'hypothèse d'un comportement homogène au sein d'une population (pour les espèces étudiées) sont inappropriées à cette échelle spatio-temporelle moyenne.

7.2 Fonctionnement de la réserve étudiée et implications des données obtenues pour le dimensionnement des réserves marines du Parc du Lagon Sud

Ces données ont été présentées au *11th International Coral Reef Symposium* (USA, 2008) sous la forme : Is a coralline island MPA within a lagoon seascape effective as a whole? A case study in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia (cf. résumé en Annexe 9).

En se basant sur l'hypothèse d'une importante fidélité au site des poissons, les structures coralliennes isolées telles que l'îlot Larégnère ont été largement promues comme des unités spatiales idéales pour une fermeture à la pêche (Roberts & Polunin 1991). Leur utilisation pour la conservation suppose que la dynamique d'une population d'un récif soit indépendante de celle d'un autre, et donc que les transferts entre récifs soient faibles (Davies 1995). Les résultats obtenus dans cette thèse démontrent que les espèces suivies ont la capacité de réaliser des déplacements sur plusieurs kilomètres dans un habitat fragmenté et indiquent que les populations des 3 récifs étudiés sont connectées malgré leur séparation par des fonds meubles lagonaires. De plus, la nature des déplacements observés à l'échelle de la réserve, les absences répétées de nombreux individus et le fait que 60% des poissons aient été détectés moins de la moitié de leur période de suivi suggèrent que notre mesure de la connectivité est probablement sous-évaluée dans ce système.

Un des objectifs d'une réserve marine est le maintien de la zone pêchée par la nette exportation de biomasse depuis l'intérieur de la réserve (spillover) (Russ 2002). Nos résultats montrent que 20% des poissons ont réalisé des mouvements au travers des frontières de la réserve et ont donc été plus ou moins exposés à la pêche en fonction de la nature des déplacements réalisés. Pendant l'expérience, 44% d'entre eux ont réalisé des mouvements unidirectionnels vers la zone pêchée (relocalisations) et aucun individu n'a immigré définitivement dans la réserve. Même si une nette exportation n'est pas clairement démontrée

(peu d'individus étudiés, protocole expérimental non balancé), ces résultats suggèrent que la réserve marine de l'îlot Larégnère pourrait soutenir la zone pêchée sur plusieurs kilomètres par spillover. Une preuve irrévocable de ce phénomène est la capture d'un *S. ghobban* (originaire de la réserve) près d'un récif situé à 6 km du site sur lequel il avait été relâché. Ces observations contrastent avec l'hypothèse généralement formulée que le spillover n'est susceptible d'affecter la zone non protégée que sur quelques centaines de mètres dans un habitat continu (Russ & Alcala 1996, Russ 2002, Russ et al. 2003, Abesamis et al. 2006, Harmelin-Vivien et al. 2008).

Le taux de transfert entre une réserve et la zone pêchée est influencé par la perméabilité des frontières (Davies 1995) et par la taille relative de la zone protégée par rapport à l'étendue du home range des espèces cibles (Holland et al. 1996). Pour fournir une protection efficace, les réserves doivent être suffisamment grandes pour contenir les mouvements réguliers des poissons (Meyer & Holland 2005, Meyer et al. 2007a, 2007b). Un dimensionnement approprié devrait permettre une augmentation significative et pérenne des densités et des biomasses au sein de la réserve. Les données accumulées dans la zone d'étude montrent cependant que ces effets sont plus nuancés que prévu et que la sensibilité des espèces aux mesures de protection est variable (données extraites de Chateau & Wantiez 2005 et de Wantiez 2006). Ces résultats et l'étendue des déplacements identifiés dans le cadre de cette thèse suggèrent que le dimensionnement actuel de la réserve ne permet pas de protéger de façon optimale la population des espèces étudiées. Cette hypothèse est cohérente avec celle d'Halpern (2003) qui indique que la plupart des réserves existantes seraient trop petites (74% < 10 km²) pour protéger efficacement des espèces relativement mobiles (DeMartini 1993, Meyer et al. 2007a, 2007b).

Si l'objectif de Larégnère est de protéger les populations résidentes, la nature des déplacements identifiés suggèrent que la fermeture du récif Larégnère à la pêche et l'élargissement de la zone protégée autour de l'îlot Larégnère pourraient augmenter le niveau de protection des peuplements, sans forcément diminuer le taux de transfert vers la zone pêchée environnante. Ecarter les frontières du récif permettrait de protéger plus efficacement les espèces telles que les Scaridae qui font des migrations quotidiennes de plusieurs centaines de mètres au large du récif pour se nourrir. Une telle configuration permettrait également de protéger d'autres espèces très recherchées qui sont étroitement attachées aux algueraies et aux herbiers tels que certains Serranidae (*Epinephelus maculatus*), des Mullidae (*Parupeneus*

barberinus) et des Lethrinidae (*Lethrinus nebulosus, L. letjan, L. atkinsoni*). Les observations accumulées dans la zone d'étude montrent que certaines gammes de taille ne sont pas observées sur les récifs protégés du Parc du Lagon Sud (Chateau & Wantiez 2005). Ces données indiquent que certaines espèces (dont *S. ghobban* et *C. microrhinos*) réaliseraient des changements ontogéniques d'habitats au cours de leur croissance. Des réserves de plus grande taille permettraient probablement d'inclure les habitats essentiels à l'ensemble du cycle biologique de ces poissons, ainsi que les corridors nécessaires à leurs déplacements. Les résultats montrent également que de nombreux déplacements ont été réalisés pendant les périodes de reproduction des quatre espèces étudiées. Bien que ce lien n'ait pas pu être confirmé, ces résultats indiquent qu'un dimensionnement optimal devrait inclure les zones de pontes des espèces exploitées quand elles sont localisées hors du home range des poissons. En effet, les bénéfices d'une réserve sur la zone pêchée pourraient être plus importants par le biais d'une exportation des produits de la reproduction que par spillover, si le stock des géniteurs est efficacement protégé et que la réserve inclut les sites de pontes (Dugan & Davis 1993, Allison et al. 1998, Bohnsack 1998, Russ 2002, Gell & Roberts 2003, Afonso et al. 2008a). Plusieurs auteurs ont émis l'hypothèse qu'une réserve de petite taille par rapport aux déplacements routiniers des poissons pouvait favoriser les phénotypes les plus sédentaires et conduire à un appauvrissement de la diversité génétique d'une population avec le temps, quand la pression de pêche est importante aux frontières (Willis et al. 2003a, Parsons et al. 2003). Faire de plus grandes réserves permettrait de limiter ce phénomène si la pêche récréative ou professionnelle s'intensifiait dans la région de Nouméa et aux abords des autres centres urbains en développement sur le Territoire.

L'optimisation du dimensionnement des réserves marines est actuellement limitée par le manque de données biologiques, écologiques et comportementales disponibles sur la majorité des espèces exploitées en Nouvelle-Calédonie et dans la région Indo-Pacifique. D'autres études couplées à des suivis actifs seraient nécessaires pour déterminer les patterns de déplacement des principales espèces commercialisées, la taille et la stabilité de leur home range ainsi que leurs exigences en terme d'habitats. De même, des données biologiques de base concernant les stratégies reproductives et l'identification des lieux de pontes seront absolument nécessaires pour protéger efficacement ces espèces.

REFERENCES CITEES

Abesamis RA, Alcala AC, Russ GR (2006). How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fishery Bulletin* 104: 360-375

Abesamis RA, Russ GR (2005). Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecological Applications* 15: 1798-1812

Afonso P, Fontes J, Holland KN, Santos RS (2008a). Social status determines behaviour and habitat usage in a temperate parrotfish: implications for marine reserve design. *Marine Ecology Progress Series* 359: 215–227

Afonso P, Morato T, Serrão Santos R (2008b). Spatial patterns in reproductive traits of the temperate parrotfish *Sparisoma cretense*. *Fisheries research* 90: 92–99

Alcala AC (1988). Effects of marine reserves on coral fish abundance and yields of Philippine coral reefs. *Ambio* 17: 194-199

Alcala AC, Russ G (1990). A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *ICES Journal of Marine Science* 47: 40-47

Alcala AC, Russ GR, Maypa AP, Calumpong HP (2005). A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 98-108

Allison GW, Lubchenco J, Carr MH (1998). Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8: S79-S92

Allsop DJ, West SA (2003). Constant relative age and size at sex change for sequentially hermaphroditic fish. *Journal of Evolutionary Biology* 16: 921-929

Anderson WG, McKinley RS, Colavecchia M (1997). The use of clove oil as an anesthetic for rainbow trout and its effects on swimming performance. *North American Journal of Fisheries Management* 17: 301-307

Andréfouet S, Muller-Karger FE, Robinson JA, Kranenburg CJ, Torres-Pulliza D, Spraggins SA, Murch B (2006). Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space. *Proc. 10th International Coral Reef Symposium*: 1732-1745

Andréfouet S, Torres-Pulliza D (2004). Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, IRD, Nouméa, 26p + 22 planches

Attwood CG, Bennett BA (1994). Variation in dispersal of galjoen (*Coracinus capensis*) (Teleostei: Coracinidae) from a marine reserve. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1247-1257

Attwood CG, Bennett BA (1995). Modeling the effect of marine reserves on the recreational shore-fishery of the South-Western Cape, South Africa. *South Africa Journal of Science* 16: 227-240

Bariche M, Saad M (2005). Settlement of the lessepsian blue-barred parrotfish *Scarus ghobban* (Teleostei: Scaridae) in the eastern Mediterranean, *JMBA2 - Biodiversity Records*. Published Online

Barrett NS (1995). Short- and long-term movement patterns of six temperate reef fishes (Families Labridae and Monacanthidae). *Marine and Freshwater Research* 46: 853-860

Barrett NS, Edgar GJ, Buxton CD, Haddon M (2007). Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected areas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345: 141-157

Barthel BL, Cooke SJ, Suski CD, Philipp DP (2003). Effects of landing net mesh type on injury and mortality in a freshwater recreational fishery. *Fisheries Research* 63: 275-282

Beets J, Hixon MA (1994). Distribution, persistence, and growth of groupers (Pisces: Serranidae) on artificial and natural patch reefs in the Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science* 55: 470-483

Beinssen K (1991). Heron reef demersal reef fish movement study. *Rep. Department of Conservation, Parks and Wildlife, Eco Impacts Pty Ltd.*, 35p

Bell JD (1983). Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean-Sea. *Journal of Applied Ecology* 20: 357-369

Bellquist LF, Lowe CG, Caselle JE (2008). Fine-scale movement patterns, site fidelity, and habitat selection of ocean whitefish (*Caulolatilus princeps*). *Fisheries Research* 91: 325-335

Bird ECF, Dubois JP, Iltis JA (1984). The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. *Rep. United Nations University*, Tokyo, 64p

Bohnsack JA (1996). Maintenance and recovery of reef fishery productivity. Pp 283-313. *In*: Polunin NVC, Roberts CM (ed), *Reef Fisheries*. Chapman & Hall, London

Bohnsack JA (1998). Application of Marine Reserves to Reef Fisheries Management. *Australian Journal of Ecology* 23: 298-304

Bolden SK (2001). Nassau grouper (*Epinephelus striatus*, Pisces: Serranidae) - Movement in the Bahamas, as determined by ultrasonic telemetry. *PhD Thesis University of Miami*, Coral Gables, 172p

Boncoeur J (2002). Pêche et aquaculture en Nouvelle-Calédonie. Pp 45-84. *In*: Perret C (ed), *Perspectives de développement pour la Nouvelle-Calédonie*. Presses Universitaires de Grenoble, Grenoble

Bowser PR (2001). Anesthetic Options for Fish. *In*: Gleed RD, Ludders JW (ed), *Recent advances in veterinary anesthesia and analgesia: companion animals*, International Veterinary Information Service, New York

Bruslé J, Quignard JP (2004). Les poissons et leur environnement - écophysiologie et comportements adaptatifs. Lavoisier, Paris

Bryant HE, Dewey MR, Funicelli NA, Ludwig GM, Meineke DA, Mengal LJ (1989). Movement of five selected sports species of fisf in Everglades National Park. *Bulletin of Marine Science* 44: 515

Buxton CD, Allen JA (1989). Mark and recapture studies of twi reefs sparids in the Tsitsikamma Costal National Park. *Koedoe* 32: 39-45

Cappiot N (2002). Implantation de simulacres d'émetteurs acoustiques individuels sur un lot de *Lutjanus argentimaculatus. Rap. Université de Perpignan*, Perpignan, 51p + annexes

Carpenter KE, Niem VH (2001). The living marine resources of the Western Central Pacific. FAO, Rome

Carr MH, Reed DC (1993). Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: examples from temperate reef fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2019–2028

Chapman MR, Kramer DL (1999). Gradients in coral fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series* 181: 81-96

Chapman MR, Kramer DL (2000). Movements of fishes within and among fringing reefs in Barbados. *Environmental Biology of Fishes* 57: 11-24

Chateau O (2004). Contribution à l'étude du fonctionnement des aires marines protégées en milieu corallien - interaction entre zones protégées et non protégées - projet de Thèse. *Rap. ZoNéCo*, Nouméa, 41p

Chateau O (2005). Contribution à l'étude du fonctionnement des aires marines protégées en milieu corallien - interaction entre zones protégées et non protégées - Etat d'avancement 1ère année de Thèse. *Rap. ZoNéCo*, Nouméa, 31 p

Chateau O, Wantiez L (2005). Comparaison de la structure des communautés de poissons coralliens entre une réserve marine et deux zones proches non protégées dans le Parc du Lagon Sud de Nouvelle-Calédonie. *Cybium* 29: 159-174

Clavier J, Bour W, Chevillon C, Douillet P, Garrigue C, Kulbicki M, Richer de Forges B (1995). Programme LAGON - Connaissances et mise en valeur du lagon de Nouvelle-Calédonie : le bilan. *Rap. ORSTOM*, Nouméa, 70 p

Davies CR (1995). Patterns of movement of three species of coral reef fish on the Great Barrier Reef. *PhD Thesis James Cook University of North Queensland*, Townsville, 212p

DeMartini EE (1993). Modelling the potential of fishery reserves for managing Pacific coral reef fishes. *Fisheries Bulletin* 91: 414–427

Donaldson TJ (1995). Courtship and spawning of nine species of wrasses (Labridae) from the Western Pacific. *Japan Journal of ichthyology* 42: 311-319

Donaldson TJ, Sadovy Y (2001). Threatened fishes of the world: *Cheilinus undulatus* Rüppell, 1835 (Labridae). *Environmental Biology of Fishes* 62: 428

Dugan JE, Davis GE (1993). Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2029-2042

Durville P, Collet A (2001). Clove oil used as an anaesthetic with juvenile tropical marine fish. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin* 9: 17-19

Ebisawa A (1990). Reproductive biology of *Lethrinus nebulosus* (Pisces: Lethrinidae) around the Okinawan waters. *Nippon Suisan Gakkaishi* 56: 1941-1954

Egli DP, Babcock RC (2004). Ultrasonic tracking reveals multiple behavioural modes of snapper (*Pagrus auratus*) in a temperate no-take marine reserve. *ICES Journal of Marine Science* 61 1137-1143

Egretaud C (1992). Etude de la biologie générale, et plus particulièrement du régime alimentaire de *Lethrinus nebulosus* du lagon d'Ouvéa (Nouvelle Calédonie). *Rap. ORSTOM*, Nouméa, 103p

Eristhee N, Oxenford HA (2001). Home range size and use of space by Bermuda chub *Kyphosus sectatrix* (L.) in two marine reserves in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *Journal of Fish Biology* 59: A129–A151

Etienne T (1989). L'anesthésie des poissons, *Thèse Ecole Nationale Vétérinaire de Nantes*, Nantes, 56p + annexes

Fabrizio MC, Pessutti JP (2007). Long-term effects and recovery from surgical implantation of dummy transmitters in two marine fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 351: 243-254

Ferreira B (1995). Reproduction of the common coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae) from the central and northern Great Barrier Reef, Australia. *Bulletin of Marine Science* 56: 653-669

Floeter SR, Halpern BS, Ferreira CEL (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation* 128: 391-402

Frederick JL (1997). Evaluation of fluorescent Elastomer injection method for marking small fish. *Bulletin of marine science* 61: 399-408

Fricke R, Kulbicki M (2006). Checklist of the shore fishes of New-Caledonia. Pp 313-358. *In*: Payri C, Richer de Forges B (ed), Compendium of Marine Species from New Caledonia, Documents Scientifiques et Techniques IRD 117, Nouméa

Frisch A, Anderson T (2005). Physiological stress responses of two species of coral trout (*Plectropomus leopardus* and *Plectropomus maculatus*). *Comparative Biochemistry and Physiology - Part A: Molecular & Integrative Physiology* 140: 317-327

Gabrié C, Eynaudi A, Cheminée A (2007). Les récifs coralliens protégés de l'outre-mer français. *IFRECOR, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Secrétariat d'Etat à l'outre-Mer*, Paris, 104 p

Galal N, Ormond RFG, Hassan O (2002). Effect of a network of no-take reserves in increasing catch per unit effort and stocks of exploited reef fish at Nabq, South Sinai, Egypt. *Marine and Freshwater Research* 53: 199-205

Garcìa-Charton JA, Péres-Ruzafa À, Sànchez-Jeres P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno D (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161-182

Garcìa-Charton JA, Planes S (2002). Etude de l'impact de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls comme source d'exportation de poissons littoraux adultes vers les zones avoisinantes. *Rap. EPHE*, Perpignan, 43p + annexes

Garcìa-Rubies A, Zabala M (1990). Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina* 54: 317-328

Gaspar C, Chateau O, Galzin R (2008). Feeding sites frequentation by the pink whipray *Himantura fai* in Moorea (French Polynesia) as determined by acoustic telemetry. *Cybium* 32: 153-164

Gell FR, Roberts CM (2003). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *TRENDS in Ecology and Evolution* 18: 448-455

Grandcourt EM, Al Abdesalaam, TZ, Al Shamsi AT, Francis F (2006). Biology and assessment of the painted sweetlips (*Diagramma pictum* (Thunberg, 1792)) and the spangled emperor (*Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775)) in the southern Arabian Gulf. *Fishery Bulletin* 104: 75-88

Griffiths MH, Wilke CG (2002). Long-term movement patterns of five temperate-reef fishes (Pisces: Sparidae): implications for marine reserves. *Marine and Freshwater research* 53: 233-244

Grober-Dunsmore R, Frazer T, Lindberg W, Beets J (2007). Reef fish and habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. *Coral Reefs* 26: 201-216

Halpern BS (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13: S117-S137

Halpern BS, Warner RR (2003). Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 270: 1871-1878

Harmelin JG, Bachet F, Garcia F (1995). Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology* 16: 233-250

Harmelin-Vivien ML (1983). Etude comparative de l'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines en milieux tropical et tempéré. *Revue d'écologie* 38: 179-210

Harmelin-Vivien ML, Le Diréach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, García-Charton JA, Ody D, Pérez-Ruzafa A, Reñones O, Sánchez-Jerez P, Valle C (2008). Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biological Conservation* 141: 1829-1839

Hawkins JP, Roberts CM, Van't Hof T, De Meyer K, Tratalos J, Aldam C (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology* 13: 888-897

Helfman GE (1993). Fish behaviour by dayn night and twilight. Pp 479-512. *In*: Pitcher T (ed), *Behaviour of teleost fishes 2nd edn.*. Chapman & Hall, London

Helfman GS, Shultz ET (1984). Social transmission of behavioural traditions in a coral reef fish. *Animal Behaviour* 32: 379–384

Heupel MR, Semmens JM, Hobday AJ (2006). Automated acoustic tracking of aquatic animals: scales, design and development of listening station arrays. *Marine and Freshwater Research* 57: 1-13

Holland KN, Lowe CG, Wetherbee BM (1996). Movements and dispersal patterns of blue trevally (*Caranx melampygus*) in a fisheries conservation zone. *Fisheries Research* 25: 279-292

Holland KN, Peterson JD, Lowe CG, Wetherbee BM (1993). Movements, distribution and growth rates of the white goatfish *Mulloides flavolineatus* in a fisheries conservation zone. *Bulletin of Marine Science* 52: 982-992

Holm S, Brungot J, Rønnekleiv A, Hoff L, Jahr V, Kjølerbakken KM (2007). Acoustic passive integrated transponders for fish tagging and identification. *Aquacultural Engineering* 36: 122-126

Hughes RN (1997). Diet selection. Pp 134-162. *In*: Godin JGJ (ed), *Behavioural ecology of teleost fishes*, Oxford University Press, New York

Imirizaldu M (2007). Utilisation de l'espace et caractéristiques des déplacements de quatre espèces de Scaridae en zone marine protégée. *Rap. Université de Perpignan*, Perpignan, 16p

Institut de la Statistique et des Études Économique de la Nouvelle-Calédonie (2007). Bilan économique et social 2007. *Rapp. Institut de la Statistique et des Études Économique de la Nouvelle-Calédonie*, Nouméa, 53p

Jacquot JJ, Solomon NG (1997). Effects of familiarity on movement patterns of male prairie vole *Microtus ochrogaster*. *American Midland Naturalist* 138: 414–417

Jadot C, Donnay A, Acolas ML, Cornet Y, Be´gout Anras ML (2006). Activity patterns, home-range size, and habitat utilization of *Sarpa salpa* in the Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science* 63: 128-139

Jadot C, Ovidio M, Voss J (2002). Diel activity of *Sarpa salpa* (Sparidae) by ultrasonic telemetry in a *Posidonia oceanica* meadow of Corsica (Mediterranean Sea). *Aquatic Living Resources* 15: 343-350

Jones KMM (2005). Home range areas and activity centres in six species of Caribbean wrasses (Labridae). *Journal of Fish Biology* 66: 150-166

Kaunda-Arara B, Rose GA (2004). Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biological Conservation* 118: 1-13

Kawabata Y, Okuyama J, Mitamura H, Asamik K, Yodesa K, Arai N (2007). Post-release movement and diel activity patterns of hatchery-reared and wild black-spot tuskfish *Choerodon schoenleinii* determined by ultrasonic telemetry. *Fisheries Sciences* 73: 1147-1154

Kiel BL (2004). Homing and spatial use of Gag grouper, *Mycteroperca microlepis. Rep. University of Florida*, 89p

Kramer DL, Chapman MR (1999). Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes* 55: 65-79

Kramer DL, Rangeley RW, Chapman LJ (1997). Habitat selection: patterns of spatial distribution from behavioural decisions. Pp. 37-80. *In*: Godin JGJ (ed), *Behavioural ecology of teleost fishes*, Oxford University Press, New York

Kulbicki M (1992). Distribution of the major life-history strategies of coral reef fishes across the Pacific Ocean. *Proc. 7th International Coral Reef Symposium*: 908-919

Kulbicki M (2007). Ecologie des poissons lagonaires de Nouvelle-Calédonie. *Thèse Ecole Pratique des Hautes Etudes*, Perpignan, 195p

Kulbicki M, Bozec YM, Labrosse P, Letourneur Y, Mou-Tham G, Wantiez L (2005). Diet composition of carnivorous fishes from coral reef lagoons of New Caledonia. *Aquatic Living Resources* 18: 231-250

Laboute P, Grandperrin R (2000). Poissons de Nouvelle-Calédonie. Editions Catherine Ledru, Nouméa

Langton RW, Auster PJ (1999). Marine fishery and habitat interactions: to what extent are fisheries habitats interdependent? *Fisheries* 24: 14-21

Le Port A, Sippel T, Montgomery JC (2008). Observations of mesoscale movements in the short-tailed stingray, *Dasyatis brevicaudata* from New Zealand using a novel PSAT tag attachment method. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 359: 110-117

Leggett WC (1977). The ecology of fish migration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 8: 285-308

Lembo G, Fleming IA, Økland F, Carbonara P, Spedicato MT (1999). Homing behaviour and site fidelity of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) around the Island of Ustica: Preliminary results from a telemetry study. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 90-99

Letourneur Y (1996). Réponse des peuplements et populations de poisons aux réserves marines : le cas de l'île de Mayotte, Océan Indien occidental. *Ecoscience* 3: 442-450

Lieske E, Myers RF (2001). Coral reef fishes. Indo-Pacific and Caribbean. Harper Collins, London

Lindholm J, Knight A, Kaufman L, Miller S (2006). Site Fidelity and Movement of the Parrotfishes *Scarus coeruleus* and *Scarus taeniopterus* at Conch Reef (northern Florida Keys). *Caribbean Journal of Science* 42: 138-144

Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Riera V (sous presse). Impacts of recreational boating on the marine environment of Cap de Creus (Mediterranean Sea). *Ocean & Coastal Management*

Loubens G (1980). Biologie de quelques espèces de poissons du lagon Néo-Calédonien. Sexualité et reproduction. *Cahiers de l'Indo-Pacifique* 2: 41-72

Ludwig D, Hilborn R, Walters C (1993). Uncertainty, resource exploitation, and conservation. *Science* 260: 17-36

Lukey JR, Booth AJ, Froneman PW (2006). Fish population size and movement patterns in a small intermittently open South African estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 10-20

Magurran AE (1993). Individual Differences and Alternative Behaviours. Pp 441-477. *In*: Pitcher TJ (ed), *The Behaviour of Teleost Fishes*, Chapman and Hall, London

Matthews (1992). A telemetric study of the home ranges and homing routes of lingcod *Ophiodon elongatus* on shallow rocky reefs off Vancouver Island, British Columbia. *Fishery Bulletin US* 90: 784-790

Maypa AP, Russ G, Alcala AC, Calumpong HP (2002). Long-term trends in yield and catch rates of the coral reef fishery at Apo Island, central Philippines. *Marine and Freshwater Research* 53: 207-213

McAfee ST, Morgan SG (1996). Resource use by five sympatric parrotfishes in the San Blas Archipelago, Panama. *Marine Biology* 125: 427-437

McClanahan TR, Mangi S (2000). Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications* 10: 1792-1805

McDougall PT, Kramer DL (2007). Short-term behavioral consequences of territory relocation in a Caribbean damselfish, *Stegastes diencaeus*. *Behavioural Ecology* 18: 53-61

McFarland D (2001). Le comportement animal, psychobiologie, éthologie et évolution. De Boeck Université, Paris

McFarland WN, Kloutz G (1969). Anaesthésia in fishes. *Federation proceedings* 28: 1535-1540

McFarlane GA, Wydowski RS, Prince ED (1990). External tags and marks, historical review of the development of external tags and marks. *American Fisheries Society Symposium* 7: 9-29

Menu S (2006). Les lagons de Nouvelle-Calédonie : diversité récifale et écosystèmes associés. Dossier d'Inscription au Patrimoine Mondial de l'Humanité, *Rap. Sven Menu Consultant*, Nouméa, 120 p + annexes

Meyer CG (2003). An empirical evaluation of the design and function of a small marine reserve (Waikiki Marine Life Conservation District). *PhD Thesis University of Hawaii*, 134p + annexes

Meyer CG, Holland KN (2005). Movement patterns, home range size and habitat utilisation of the bluespine unicornfish, *Naso unicornis* (Acanthuridae) in a Hawaiian marine reserve. *Environmental Biology of Fishes* 73: 201-210

Meyer CG, Holland KN, Papastamatiou YP (2007a). Seasonal and diel movements of giant trevally *Caranx ignobilis* at remote Hawaiian atolls: implications for the design of Marine Protected Areas. *Marine Ecology Progress Series* 333: 13-25

Meyer CG, Holland KN, Wetherbee BM, Lowe CG (2000). Movement patterns, habitat utilization, home range size and site fidelity of whitesaddle goatfish, *Parupeneus porphyreus*, in a marine reserve. *Environmental Biology of Fishes* 59: 235-242

Meyer CG, Honebrink RR (2005). Transintestinal expulsion of surgically implanted dummy transmitters by bluefin trevally - implications for long-term movement studies. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 602-606

Meyer CG, Papastamatiou YP, Holland KN (2007b). Seasonal, diel, and tidal movements of green jobfish (*Aprion virescens*, Lutjanidae) at remote Hawaiian atolls: implications for marine protected area design. *Marine Biology* 151: 2133-2143

Milazzo M, Badalamenti F, Vega Fernández T, Chemello R (2005). Effect of fish feeding by snorkellers on the density and size distribution of fishes in a Mediterranean marine protected area. *Marine Biology* 146: 1213-1222

Milazzo M, Chemello R, Badalamenti F, Camarda R, Riggio S (2002). The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology* 23: 280-290

Mitamura H, Arai N, Sakamoto W, Mitsunaga Y, Maruo T, Mukai Y, Nakamura K, Sasaki M, Yoneda Y (2002). Evidence of homing of black rockfish *Sebastes inermis* using biotelemetry. *Fisheries Science* 68: 1189–1196

Mitamura H, Arai N, Sakamoto W, Mitsunaga Y, Tanaka H, Mukai Y, Nakamura K, Sasaki M, Yoneda Y (2005). Role of olfaction and vision in homing behaviour of black rockfish *Sebastes inermis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 322: 123-134

Mosquera J, Gómez-Gesteira M, Pérez-Villar V (2000). Using Parasites as Biological Tags of Fish Populations: A Dynamical Model. *Bulletin of Mathematical Biology* 62 : 87-99

Munday PL, Wilson SK (1997). Comparative efficacy of clove oil and other chemicals in anaesthetization of *Pomacentrus amboinensis*, a coral reef fish. *Journal of Fish Biology* 51: 931–938

Munro JL (1996). The scope of tropical reef fisheries and their management. Pp 1-14. *In*: Polunin NVC, Roberts CM (ed), *Reef Fisheries,* Chapman & Hall, London

Murray MJ (2002). Fish surgery. *Seminars in Avian and Exotic Pet Medicine* 11: 46-257

Myers RF (1999). Micronesian reef fishes, a field guide for divers and aquarist, Coral Graphics, Barrigada

Mylonas CC, Cardinaletti G, Sigelaki I, Polzonetti-Magni A (2005). Comparative efficacy of clove oil and 2-phenoxyethanol as anesthetics in the aquaculture of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and gilthead sea bream (*Sparus aurata*) at different temperatures. *Aquaculture* 246: 467-481

National Research Council (2001). Marine protected areas. Tools for sustaining ocean ecosystems, National Academic press, Washington DC

Newsome D, Lewis A, Moncrieff D (2004). Impacts and risks associated with developing, but unsupervised, stingray tourism at Hamelin Bay, Western Australia. *International Journal of Tourism Research* 6: 305-323

O'Dor RK, Aitken JP, Babcok RC, Bolden SK, Seino S, Zeller D, Jackson GD (2001). Using radio-acoustic positioning and telemetry (RAPT) to define and assess marine protected areas (MPAs). *In*: Sibert JR, Nielsen JL (ed) *Electronic tagging and tracking in marine fisheries*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands

O'Dor RK, Andrade Y, Webber DM, Sauer WHH, Roberts MJ, Smale MJ, Voegeli FM (1998). Applications and performance of Radio-Acoustic Positioning and Telemetry (RAPT) systems. *Hydrobiologia* 372: 1-8

Ogden JC, Buckman NS (1973). Movements, foraging groups, and diurnal migrations of the striped parrotfish *Scarus croicensis* Bloch (Scaridae). *Ecology* 54: 589–596

Ohta I, Kakuma S (2005). Periodic behaviour and residence time of yellowfin and bigeye tuna associated with fish aggregating devices around Okinawa Islands, as identified with automated listening stations. *Marine Biology* 146: 581-594

Orams MB (2002). Feeding wildlife as a tourism attraction: a review of issues and impacts. *Tourism Management* 23: 281-293

Parsons DM, Babcock RC, Hankin TJ, Willis TJ, Aitken JP, O'Dor RK, Jackson GD (2003). Snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) home range dynamics: acoustic tagging studies in a marine reserve. *Marine Ecology Progress Series* 262: 253-265

Payri CE, Richer de Forges B (2006). Compendium of Marine Species from New Caledonia: overview. Pp 17-30. *In*: Payri C, Richer de Forges B (ed), *Compendium of Marine Species from New Caledonia*, Documents Scientifiques et Techniques IRD 117, Nouméa

Pelletier B (2006). Geology of the New Caledonia region and its implications for the study of the New Caledonian biodiversity. Pp 11-16. *In*: Payri C, Richer de Forges B (ed), *Compendium of Marine Species from New Caledonia*, Documents Scientifiques et Techniques IRD 117, Nouméa

Pérez-Ruzafa Á, González-Wangüemert M, Lenfant P, Marcos C, García-Charton JA (2006). Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological Conservation* 129: 244-255

Pichon M (2006). Scleractinia of New Caledonia: check list of reef dwelling species. Pp 147-155. *In*: Payri C, Richer de Forges B (ed), *Compendium of Marine Species from New Caledonia*, Documents Scientifiques et Techniques IRD 117, Nouméa

Pinnegar JK, Polunin NVC, Francour P, Badalamenti F, Chemello R, Harmelin-Vivien ML, Hereu B, Milazzo M, Zabala M, D'Anna G, Pipitone C (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Biology* 27: 179-200

Pirhonen J, Schreck CB (2003). Effects of anaesthesia with MS-222, clove oil and CO2 on feed intake and plasma cortisol in steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 220: 507-514

Plan Development Team (1990). The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U.S. southern Atlantic, *NMFS-SEFC* 261

Potin G, Devaharne J (2003). Mise en place d'un protocole d'implantation d'émetteurs acoustiques sur des lots de *Selar crumenophtalmus* et de *Lutjanus kasmira. Rap. Université de la Réunion*, France, 30p + annexes

Pusenius J, Ostfeld RS, Keesing F (2000). Patch selection and tree seedling predation by resident vs. immigrant meadow voles. *Ecology* 81: 2951–2956

Rakitin A, Kramer DL (1996). Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series* 131: 97-113

Ramade F (2003). Eléments d'écologie - écologie fondamentale 3ème edn. Sciences sup Dunod, Paris

Randall JE (2005). Reef and shore fishes of the South Pacific: New Caledonia to Tahiti and the Pitcairn islands. University of Hawaii press, Honolulu

Richer de Forges B, Bargibant G, Menou JL, Garrigue C (1987). Le lagon Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie. Observations préalables à la cartographie bionomique des fonds meubles. *Rap. ORSTOM*, Nouméa, 72p

Roberts CM (1995). Rapid build-up of fish biomass in Caribbean marine reserve. *Conservation Biology* 9: 815-826

Roberts CM, Bohnsack JA, Gell FR, Hawkins JP, Goodridge R (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294: 1920-1923

Roberts CM, Hawkins P (1997). How small can a marine reserve be and still be effective? *Coral reefs* 16: 150

Roberts CM, Polunin NVC (1991). Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 65-91

Roberts CM, Polunin NVC (1992). Effects of marine reserve protection on northern Red Sea fish populations. *Proc. 7th International Coral Reef Symposium*: 969-977

Roberts CM, Polunin NVC (1993). Marine reserves: simple solutions to managing complex fisheries? *Ambio* 22: 363-368

Robertson DR (1988). Abundances of surgeonfishes on patch reefs in Caribbean Panama: due to settlement, or post-settlement events? *Marine Biology* 97: 495-501

Rose JD (2002). Neurobehavioral nature of fishes and the question of awareness and pain. *Reviews in Fisheries Science* 10: 1–38

Russ G (1985). Effects of protective management on coral reef fishes in the central Philippines. *Proc. 5th International Coral Reef Symposium*: 219-224

Russ G (2002). Yet Another review of marine reserves as reef fishery management tools. Pp 421-443. *In:* Sale PF (ed), *Coral reef fishes, dynamics and diversity in a complex ecosystem*, Academic Press, San Diego

Russ G, Alcala AC (1996). Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 132: 1-9

Russ GR, Alcala AC, Maypa AP (2003). Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 264: 15-20

Rutherford ES, Tilmant JT, Thue EB, Schmidt TW (1989). Fishery harvest and population dynamics of gray snapper, *Lutjanus griseus*, in Florida Bay and adjacent waters. *Bulletin of Marine Science* 44: 139-154

Sadovy Y (1996). Reproduction of reef fishery species. Pp 15–59. *In*: Polunin NVC, Roberts CM (ed), *Reef Fisheries*, Chapman and Hall, London

Sadovy Y (2002). The humphead wrasse - a threatened reef fish. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin* 10: 6

Sadovy Y, Kulbicki M, Labrosse P, Letourneur Y, Lokani P, Donaldson TJ (2003). The humphead wrasse, *Cheilinus undulatus*: synopsis of a threatened and poorly known giant coral reef fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 327-364

Sadovy Y, Vincent ACJ (2002). Ecological Issues and the trades of live reef fishes. Pp 391-420. *In*: Sale PF (ed) *Coral reef fishes, dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic press, San Diego

Sala E, Boudouresque CF, Harmelin-Vivien M (1998). Fishing trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82: 425-439

Sale PF (1978). Reef fishes and other vertebrates: a comparison of social structures. Pp 313-346. *In*: Reese ES, Lighter FJ (ed), *Contrasts in behaviour, adaptations in the aquatic and terrestrial environments*, John Wiley & Sons, New York

Sale PF (1991). Introduction. Pp 3-15. *In*: Sale PF (ed), *The ecology of fish in coral reefs*, Academic press publishers, San Diego

Samoilys MA (1988). Abundance and species richness of coral reef fish on Kenyan coast: the effects of protective management and fishing. *Proc. 6th Internationam Coral Reef Symposium*: 261-266

Samoilys MA (1997a). Movement in a large predatory fish: coral trout, *Plectropomus leopardus* (Pisces: Serranidae), on Heron Reef, Australia. *Coral Reefs* 16: 151-158

Samoilys MA (1997b). Periodicity of spawning aggregations of coral trout *Plectropomus leopardus* (Pisces: Serranidae) on the northern Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* 160: 149-159

Samoilys MA, Martin-Smith KM, Giles BG, Cabrera B, Anticamara JA, Brunio EO, Vincent ACJ (2007). Effectiveness of five small Philippines' coral reef reserves for fish populations depends on site-specific factors, particularly enforcement history. *Biological Conservation* 136: 584-601

Sarramégna S (2000). Contribution à l'étude des réserves marines du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. *Thèse Université de la Nouvelle-Calédonie*, Nouméa, 436 p

Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes (2007). Pêches maritime et aquaculture. Les chiffres de 2007. *Rap. Service Marine Marchande Pêches Maritimes Nouvelle-Calédonie*, Nouméa, 1p

Shapiro D, Garcia-Moliner G, Sadovy Y (1994). Social system of an inshore stock of the red hind grouper, *Epinephelus guttatus* (Pisces: Serranidae). *Environmental Biology of Fishes* 41: 415-422

Soto CG, Burhanuddin (1995). Clove oil as a fish anaesthetic for measuring length and weight of rabbitfish (*Siganus lineatus*). *Aquaculture* 136: 149-152

St John J (1999). Ontogenetic changes in the diet of the coral reef grouper *Plectropomus leopardus* (Serranidae): patterns in taxa, size and habitat of prey. *Marine Ecology Progress Series* 180: 233-246

Sutherland WJ (1996). From individual behaviour to population ecology. Oxford University Press, New York

Sweatman HPA (1996). Impact of tourist pontoons on fish assemblages on the Great Barrier Reef. *Technical report No.5, CRC Reef Research Centre*, Townsville, 54p

T&W Consultants (1994). Caractéristiques générales des communautés de poissons récifaux du Grand Nouméa et des îlots du Parc du Lagon Sud. *Rap. T&W Consultants, Province Sud de la Nouvelle-Calédonie*, Nouméa, 101p

T&W Consultants (1999). Caractérisation des communautés marines et suivi des peuplements ichtyologiques des îlots du Parc du Lagon Sud placés en réserve. *Rap. T&W Consultants, Province Sud de la Nouvelle-Calédonie*, Nouméa, 100p

Taquet C (2003). Rythmes de fréquentation par les tortues marines (*Chelonia mydas*) des herbiers de la baie de N'Gouja sur l'île de Mayotte. *Rap. Ifremer/CEDTM*, Mayotte, 53p

Taylor PB (1988). Effects of anaesthetic MS-222 on the orientation of juvenile salmon, *Onchorhyncus tsawytscha. Journal of Fish Biology* 32: 161-168

Testau JL, Conand F (1983). Estimation des surfaces des différentes zones des lagons de Nouvelle-Calédonie. *Rap. ORSTOM*, Nouméa, 5 p. + 4 planches

Thorstad EB, Hay CJ, Næsje TF, Chanda B, Økland F (2004). Effects of catch-and-release angling on large cichlids in the subtropical Zambezi River. *Fisheries Research* 69: 141-144

Thorsteinsson V (2002). Tagging Methods for Stock Assessment and Research in Fisheries. Report of Concerted Action FAIR CT.96.1394 (CATAG). *Marine Research Institute Technical Report*, Reykjavik, 179p

Tytler P, Hawkins AD (1981). Vivisection, anaesthetics and minor surgery. Pp 247-78. *In*: Hawkins AD (ed), *Aquarium Systems*, Academic Press, London

Ulltang O (1998). Explanations and predictions in fisheries sciences - problems and challenges in a historical and epistemological perspective. *Fisheries Research* 37: 297-310

Unsworth R, Powell A, Hukom F, Smith D (2007). The ecology of Indo-Pacific grouper (Serranidae) species and the effects of a small scale no take area on grouper assemblage, abundance and size frequency distribution. *Marine Biology* 152: 243-254

Van Rooij JM, Kroon FJ, Videler JJ (1996). The social and mating system of the herbivorous reef fish *Sparisoma viride*: one-male versus multi-male groups. *Environmental Biology of Fishes* 47: 353-378

Vemco (2004). Vemco VR2 receiver manual. *Rep. operating manual version 1.13*, Nova Scotia, 34p

Verweij MC, Nagelkerken I (2007). Short and long-term movement and site fidelity of juvenile Haemulidae in back-reef habitats of a Caribbean embayment. *Hydrobiologia* 592: 257–270

Verweij MC, Nagelkerken I, Hol KEM, van den Beld AHJB, van der Velde G (2007). Space use of *Lutjanus apodus* including movement between a putative nursery and a coral reef. *Bulletin of Marine Science* 81: 127–138

Wagner GN, Cooke SJ (2005). Methodogical approches and opinions of researchers involved in the surgical implantation of telemetry transmitters in fish. *Journal of Aquatic Animal Health* 17: 160-169

Wantiez, L. (2002). Suivi temporel des récifs du Parc du Lagon Sud placés en réserve. *Rap. Université de la Nouvelle-Calédonie, Province Sud de la Nouvelle-Calédonie*, Nouméa, 112p

Wantiez L (2004). Long-term variations of coral reef fish community and habitat in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. Poster. *10th International Coral Reef Symposium*, Okinawa, Japon

Wantiez, L. (2006). Suivi temporel des récifs du Parc du Lagon Sud placés en réserve. *Rap. Université de la Nouvelle-Calédonie, Province Sud de la Nouvelle-Calédonie*, Nouméa, 93p

Wantiez L (2008). Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie en 2006 : état des lieux et réseau de suivi. *Revue d'Ecologie la Terre et la Vie* 63

Wantiez L, Chateau O, Le Mouellic S (2006). Initial and mid-term impacts of cyclone Erica on coral reef fish communities and habitat in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 86: 1229-1236

Wantiez L, Thollot P, Kulbicki M (1997). Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16: 215-224

Westera M, Lavery P, Hyndes G (2003). Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 294: 145-168

Wetherbee BM, Holland KN, Meyer CG, Lowe CG (2004). Use of a marine reserve in Kaneohe Bay, Hawaii by the giant trevally, *Caranx ignobilis*. *Fisheries Research* 67: 253-263

Wiens J (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-39

Williams AJ, Currey LM, Begg GA, Murchie CD, Ballagh AC (2008). Population biology of coral trout species in eastern Torres Strait: Implications for fishery management. *Continental Shelf Research* 28: 2129-2142

Williams McBD, Russ GR (1994). Review of data on fishes of commercial and recreational fishing interest in the Great Barrier Reef. *Research publication No.33, Great Barrier Reef Marine Park Authority*, 103p

Willis TJ, Babcock RC (1998). Retention and in situ detectability of visible implant fluorescent elastomer (VIFE) tags in *Pagrus auratus* (Sparidae). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 247-254

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC (2003a). Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology* 40: 214-227

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC, Tolimieri N (2003b). Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environmental Conservation* 30: 97-103

Willis TJ, Parsons DM, Babcock RC (2001). Evidence for long term site fidelity of snapper (*Pagrus auratus*) within a marine reserve. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 581-590

Winger PD, Walsh SJ (2001). Tagging of Atlantic cod (*Gadus morhua*) with intragastric transmitters: effects of forced insertion and voluntary ingestion on retention, food consumption and survival. *Journal of Applied Ichthyology* 17: 234-239

Workman I, Shah A, Foster D, Hataway B (2002). Habitat preferences and site fidelity of juvenile red snapper (*Lutjanus campechanus*). *ICES Journal of Marine Science* 59: S43-S50

Zeller D (1997). Home range and activity patterns of coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae). *Marine Ecology Progress Series* 154: 65-77

Zeller D (1998). Spawning aggregations: pattern of movement of the coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae) as determined by ultrasonic telemetry. *Marine Ecology Progress Series* 162: 253-263

Zeller D (1999). Ultrasonic telemetry: its application to coral reef fisheries research. *Fishery Bulletin* 97: 1058-1065

Zeller D (2002). Tidal current orientation of *Plectropomus leopardus* (Serranidae). *Coral Reefs* 21: 183-187

Zeller DC, Russ GR (1998). Marine reserves: patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 917-924

Zeller DC, Stoute SL, Russ GR (2003). Movements of reef fishes across marine reserve boundaries: effects of manipulating a density gradient. *Marine Ecology Progress Series* 254: 269-280

LISTE DE FIGURES

Fig. 1. La Nouvelle-Calédonie et ses dépendances. 8

Fig. 2. Localisation des différents ensembles récifaux lagonaires de la Grande-Terre et des îles Loyauté (fond de carte IFRECOR). 12

Fig. 3. Localisation des réserves du Parc du Lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie (fond de carte IFRECOR). 18

Fig. 4. Localisation de la zone d'étude (fond de carte IFRECOR). 20

Fig. 5. Variation de la richesse spécifique par station (a), de la densité (b) et de la biomasse (c) des espèces commerciales dans la réserve de l'îlot Larégnère entre 1990 et 2002 (d'après Wantiez 2002). 22

Fig. 6. Richesse spécifique par station (a), densité (b) et biomasse moyennes (c) par îlot pour les espèces commerciales (moins les juvéniles de Scaridae) (Chateau & Wantiez 2005). 24

Fig. 7. Variation de la richesse spécifique par station (a), de la densité (b) et de la biomasse (c) des espèces commerciales dans la réserve de l'îlot Larégnère entre 1990 et 2006 (d'après Wantiez 2006). 26

Fig. 8. Densité moyenne des espèces commerciales pour les trois récifs étudiés et dans la réserve avant la mise en œuvre des moyens de protection. Les valeurs sont données ± l'erreur standard à la moyenne (Chateau & Wantiez 2005). 27

Fig. 9. Densité moyenne de quatre espèces de poissons sur les 3 récifs de la zone d'étude. Les valeurs sont données ± l'erreur standard à la moyenne (d'après Chateau & Wantiez 2005)..... 28

Fig. 10. Différents types de marques externes et sites d'implantations sur les poissons (d'après McFarlane 1990 *in* Thorsteinsson 2002). 31

Fig. 11. Hydrophone VR2 (a), système d'ancrage sur le substrat (b) et schéma du dispositif monté (c). 35

Fig. 12. Représentation schématique des tests effectués lors de la mise en place de l'étude pilote. VR2 : hydrophone sur son socle. 36

Fig. 13. Représentation schématique des tests effectués lors de la mise en place de l'expérience principale. 37

Fig. 14. Exemple de résultats obtenus lors des tests de réception sur le récif de l'îlot Larégnère. 38

Fig. 15. Interface VR-PC et dispositif de récolte des données (a). Vue sous-marine d'un hydrophone sur son socle 2 mois après son installation (remarquer le développement important d'organismes fixés) (b) (photo : M. Imirizaldu 2007). 39

Fig. 16. Implantation externe d'une marque acoustique chez *Caranx melampygus* (d'après Holland et al. 1996). 44

Fig. 17. Evolution de l'anesthésie chez *Lethrinus nebulosus* : (a) stade I, (b) stade II et (c) stade III (cf. Tab. 6). 50

Fig. 18. Implantation intrapéritonéale d'une marque acoustique chez *Scarus ghobban*. 52

Fig. 19. Succession des différentes phases de réveil d'un *Lethrinus nebulosus*. 53

Fig. 20. Zone d'étude et localisation des hydrophones. 57

Fig. 21. Variations mensuelles de la détection journalière moyenne (min/j) pour les individus #4, #5 et #6 pendant la durée du suivi. La barre d'erreur représente + l'erreur standard. 61

Fig. 22. Comparaison de la détection journalière moyenne (min) des individus #4, #5 et #6 les jours de la semaine et les jours de week-end (et vacances scolaires) quand la vitesse du vent était supérieure ou inférieure à 10 nds. 62

Fig. 23. Détection horaire moyenne des individus #4, #5 et #6 pendant la période d'étude. .. 63

Fig. 24. Principaux profils de détection identifiés pour les individus #5 et #6 dans la zone d'étude par une analyse hiérarchique ascendante réalisée sur les profils de détection horaire. P : profil de détection. 64

Fig. 25. Autres profils de détection identifiés pour l'individu #6 dans la zone d'étude par une analyse hiérarchique ascendante réalisée sur les profils de détection horaire. Px : profil de détection x. 66

Fig. 26. Détection journalière (min) du *Cheilinus undulatus* pendant les 25 premiers jours de l'étude. 74

Fig. 27. Première et dernière détection du *Cheilinus undulatus* dans la zone d'étude pendant les 25 premiers jours de l'étude. Les lignes indiquent le lever (gris) et le coucher du soleil (noir). 74

Fig. 28. Patterns spatiaux de détection du *Cheilinus undulatus* dans la zone d'étude (S1-S5) déterminés par une analyse hiérarchique ascendante sur le nombre de détections journalières reçues par hydrophone pendant les 25 premiers jours de l'étude. R1-R4 : hydrophones. 75

Fig. 29. Position des hydrophones dans la zone d'étude. 82

Fig. 30. Représentation schématique de l'installation des hydrophones dans la zone d'étude. VR2 : hydrophone sur son socle. 83

Fig. 31. Distribution du nombre de poissons étudiés en fonction de la taille (T) (longueur à la fourche). 87

Fig. 32. Durée de détection des poissons dans la zone d'étude (en pourcentage de la durée théorique de fonctionnement des marques ou de la durée entre le jour de leur réintroduction et la fin de l'expérience pour les poissons marqués après le 01/01/2006). 90

Fig. 33. Pourcentage d'individus pour lesquels au moins un changement de récif a été détecté (en pourcentage du nombre d'individus marqués par espèce). 94

Fig. 34. Pattern 1 : Relocalisation du home range d'un *E. maculatus* (#428, étoiles noires) et d'un *S. ghobban* (#435, étoiles blanches) dans la zone d'étude. 100

Fig. 35. Pattern 2 : mouvements plus grands que l'échelle de l'étude (étoiles blanches : *S. ghobban*, étoiles noires : *C. microrhinos*, étoiles grises *: P. leopardus*). 101

Fig. 36. Pattern 3 : multiples changements de récifs (*E. maculatus* #425). 102

Fig. 37. Pattern 3 : multiples changements de récifs (*E. maculatus* #415). 103

Fig. 38. Pattern 4 : excursion(s) en dehors d'un home range établi (*E. maculatus* #428). 104

Fig. 39. Position des hydrophones dans la réserve marine de l'îlot Larégnère. 109

Fig. 40. Durée moyenne de la détection (jours) des 4 espèces étudiées dans la réserve..... 113

Fig. 41. Nombre moyen d'hydrophones visités lors de la remise des poissons en milieu naturel et pendant le reste du pattern 1 (mouvements post-réintroduction). 117

Fig. 42. Site de capture (*) d'*E. maculatus* #421et #444b. 119

Fig. 43. Durée de fidélité au site par rapport à la durée totale du suivi des poissons dans la réserve. 122

Fig. 44. Classification ascendante hiérarchique (méthode d'agrégation : lien complet, distance de Mahalanobis) réalisée sur l'ensemble des périodes de fidélité au site (descripteurs : durée et nombre maximal d'hydrophones fréquentés). 123

Fig. 45. Durée moyenne des périodes de fidélité au site (noir) et nombre moyen d'hydrophones fréquentés (gris) pour chaque groupe identifié par la CAH (Fig. 44). .. 123

Fig. 46. Nombre total d'hydrophones et nombre d'hydrophones préférentiellement fréquentés (> 80% des détections) par les poissons pendant le pattern 2 (fidélité au site). Seuls les individus présentant des différences entre ces deux variables sont représentés (78.6% des périodes). 125

Fig. 47. Proportion des périodes de fidélité au site qui présentent ou non des périodes d'absence (journées sans détection). n : nombre de périodes de fidélité au site identifiées par espèce. 126

Fig. 48. Occurrence des 37 excursions identifiées dans les périodes de fidélité au site. 131

Fig. 49. Localisation possible du home range de l'individu #413 (*S. ghobban*) (étoile). 147

Fig. 50. Représentation schématique des déplacements de l'individu #403 (*P. leopardus*) dans la réserve de l'îlot Larégnère. 154

LISTE DES TABLEAUX

Tab. 1. Diversité des espèces marines décrites de Nouvelle-Calédonie (Payri & Richer de Forges 2006). 13

Tab. 2. Description de la zone d'étude. 19

Tab. 3. Caractéristiques des marques acoustiques utilisées dans l'étude pilote (V8SC-6L) et dans l'expérience principale de la thèse (V9-2L). 34

Tab. 4. Caractéristiques des espèces étudiées par suivi acoustique dans l'expérience principale de la thèse. 40

Tab. 5. Liste non exhaustive de travaux dans lesquels les auteurs ont utilisé avec succès le mode d'implantation intrapéritonéale. 45

Tab. 6. Description des différentes phases de l'anesthésie et des modifications comportementales qui en résultent (d'après Etienne 1989 et Murray 2002). 47

Tab. 7. Durée moyenne de la manipulation (min) en fonction de la concentration en huile essentielle de girofle (C1 et C2) utilisée. 50

Tab. 8. Caractéristiques des 6 *Lethrinus nebulosus* étudiés. 59

Tab. 9. Détection horaire moyenne par jour, pendant la journée et pendant la nuit pour les poissons #4, #5 et #6 dans la zone d'étude. 63

Tab. 10. Résumé des expériences de manipulation des lieux de pêche et de remise en milieu naturel réalisées dans l'expérience principale. 88

Tab. 11. Nombre (N) et sens des changements de récifs identifiés par individu. 95

Tab. 12. Résumé des patterns de mouvements inter-récifs identifiés chez les poissons suivis. 99

Tab. 13. Caractéristiques et limites des patterns de déplacements identifiés dans la réserve. 110

Tab. 14. Résumé des patterns de mouvements identifiés dans la réserve. 113

Tab. 15. Nombre de patterns observés par individu et par espèce. 114

Tab. 16. Caractéristiques moyennes du pattern 1 par famille (déplacements post-réintroduction). 115

Tab. 17. Caractéristiques moyennes du pattern 1 par espèce (déplacements post-réintroduction). 116

Tab. 18. Nombre et proportion des poissons à avoir présenté un comportement de homing lors de leur remise en milieu naturel. 117

Tab. 19. Caractéristiques principales du déplacement de 6 individus qui sont retournés vers leur site de capture peu après leur remise en milieu naturel (homing). 118

Tab. 20. Caractéristiques moyennes du pattern 2 par famille (fidélité au site). 120

Tab. 21. Caractéristiques moyennes du pattern 2 par espèce (fidélité au site). 121

Tab. 22. Caractéristiques moyennes des groupes identifiés par la CAH (Fig. 44). 124

Tab. 23. Caractéristiques des absences pour les poissons qui n'ont pas été détectés de façon continue pendant leur période de fidélité au site. 126

Tab. 24. Caractéristiques moyennes du pattern 3 par famille (relocalisation). 127

Tab. 25. Caractéristiques moyennes du pattern 3 par espèce (relocalisation dans la réserve). 128

Tab. 26. Durée entre le site d'origine et le site d'arrivée par espèce et pour l'ensemble des individus ayant présenté le pattern 3 (relocalisation dans la réserve). 129

Tab. 27. Durées moyennes entre les sites d'origine et d'arrivée (min) par famille et par espèce, pour les 11 individus qui n'ont pas montré une longue période d'absence lors de leur relocalisation (> 30 jours). 129

Tab. 28. Caractéristiques moyennes du pattern 4 (excursion) par espèce (aucun *E. maculatus* n'a présenté ce pattern de déplacement dans la réserve). 130

Tab. 29. Nombre d'excursions réalisées en fonction de la distance parcourue. 132

Tab. 30. Nombre d'excursions et nombre d'excursions par espèce réalisées en fonction de la durée du déplacement. 132

Tab. 31. Caractéristiques du pattern 5 (migration). 133

Tab. 32. Caractéristiques du pattern 6 (fort taux de déplacement) par individu. 135

ANNEXES

Annexe 1. Définition des termes et expressions utilisés dans le manuscrit. 183

Annexe 2. Liste des publications réalisées pendant la thèse. 184

Annexe 3. Chateau O, Wantiez L (2008). Human impacts on residency behaviour of spangled emperor, *Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775), in a marine protected area, as determined by acoustic telemetry. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 88: 825-829 (résumé). 185

Annexe 4. Chateau O, Wantiez L (2007). Site fidelity and activity patterns of a humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* (Labridae), as determined by acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes* 80: 503-508 (résumé). 186

Annexe 5. Caractéristiques des poissons étudiés dans l'expérience principale de la thèse. .. 187

Annexe 6. Résumé de la présentation orale réalisée à l'European Symposium on Marine Protected Areas (Murcia 2007). 188

Annexe 7. Chateau O, Wantiez L (2009). Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES Journal of Marine Science*. doi: 10.1093/icesjms/fsn165 (résumé). 189

Annexe 8. Exemple du « profil de détection » d'un poisson dans la zone d'étude et discrimination des différents patterns de déplacements à partir de ce profil. 190

Annexe 9. Résumé du poster exposé au 11th International Coral Reef Symposium (Fort Lauderdale 2007). 191

Annexe 1. Définition des termes et expressions utilisés dans le manuscrit.

Cette annexe à pour but de définir quelques termes ou expressions qui ont été employés dans le manuscrit. Afin de faciliter la lecture, certains termes anglais ont été conservés car leur équivalents français sont difficiles à utiliser sans alourdir le texte (pattern, home range, homing, fitness).

Le terme anglais « pattern » a été utilisé dans le sens de patron ou modèle. Chaque pattern fait référence à un type de déplacement ou à une activité particulière qui a pu être caractérisé par des critères quantifiables.

Le terme anglais « home range » définit la surface qu'utilise un individu pour ces activités (recherche de nourriture, habitat, etc.) à une échelle de temps donnée (Kramer & Chapman 1999).

L'expression « centre d'activité » fait généralement référence à une partie du home range d'un poisson dans laquelle il va passer plus de 50% de son temps (Parsons et al. 2003). Dans l'étude pilote et l'expérience principale de la thèse ce terme fait référence au nombre d'hydrophones qui a enregistré plus de 80% des détections lors d'une période de fidélité au site.

Le terme anglais « homing » fait référence au retour d'un individu dans la zone qu'il fréquentait avant d'avoir été déplacé expérimentalement (Matthews 1992).

Le terme anglais « fitness » fait référence à la valeur de survie et à la notion de viabilité biologique d'un individu, d'une espèce ou d'une population. Selon McFarland (2001) la valeur de survie d'un individu est une mesure de la capacité à optimiser les ressources dans un environnement où il est en interaction avec des congénères ou des individus d'autres espèces. La viabilité biologique fait référence à la capacité du matériel génétique d'un individu à se perpétuer. Elle dépend de la valeur de survie de l'individu, de son taux de reproduction et de la viabilité de sa descendance (McFarland 2001).

Annexe 2. Liste des publications réalisées pendant la thèse.

Chateau O, Wantiez L (en préparation). Movement and activity patterns of the highfin grouper (*Epinephelus maculatus*, Serranidae) in a fragmented coral reef habitat: implications for the design of marine reserves. *Journal of fish biology*

Chateau O, Wantiez L (2009). Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES Journal of Marine Science*. doi: 10.1093/icesjms/fsn165

Chateau O, Wantiez L (2008). Human impacts on residency behaviour of spangled emperor, *Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775), in a marine protected area, as determined by acoustic telemetry. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 88: 825-829

Gaspar C, **Chateau O**, Galzin R (2008). Feeding sites frequentation by the pink whipray *Himantura fai* in Moorea (French Polynesia) as determined by acoustic telemetry. *Cybium* 32: 153-164

Chateau O, Wantiez L (2007). Site fidelity and activity patterns of a humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* (Labridae), as determined by acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes* 80: 503-508

Wantiez L, **Chateau O**, Le Mouellic S (2006). Initial and mid-term impacts of cyclone Erica on coral reef fish communities and habitat in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 86: 1229-1236

Chateau O, Wantiez L (2005). Comparaison de la structure des communautés de poissons coralliens d'intérêt commercial entre une réserve marine et deux zones non protégées dans le Parc du lagon sud de Nouvelle-Calédonie. *Cybium* 29: 159-174

Annexe 3. Chateau O, Wantiez L (2008). Human impacts on residency behaviour of spangled emperor, *Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775), in a marine protected area, as determined by acoustic telemetry. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 88: 825-829 (résumé).

Human impacts on residency behaviour of spangled emperor, *Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775), in a marine protected area, as determined by acoustic telemetry

Olivier Chateau & Laurent Wantiez

Abstract. The residency behaviour of six specimens of spangled emperor, *Lethrinus nebulosus*, was studied by acoustic telemetry in the mooring area (3–6 m depth) of a marine protected area (MPA) in New Caledonia. The 3 smaller fish (34–49 cm FL) remained within the study site less than 6 hours. The 3 larger individuals (51–54 cm FL) were regularly detected within the study site during the survey (6.5 months). These fish followed similar diurnal patterns of detection. They use the study site as a resting area during the day and migrate each night to feeding grounds after sunset. However, their presence was higher when wind speed was low (< 10 knots) during weekends and school holidays. These links reflect a possible impact of human feeding activity. Consequently, management policies should include measures to control feeding activities within MPAs to maintain marine communities in a state unaltered by human activities.

Keywords: human impacts, residency behaviour, spangled emperor, *Lethrinus nebulosus*, marine protected area, acoustic telemetry.

Annexe 4. Chateau O, Wantiez L (2007). Site fidelity and activity patterns of a humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* (Labridae), as determined by acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes* 80: 503-508 (résumé).

Site fidelity and activity patterns of a humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* (Labridae), as determined by acoustic telemetry

Olivier Chateau & Laurent Wantiez

Abstract. This study examines the short-term site fidelity, the home range size and the activity patterns of one specimen of the emblematic and threatened humphead wrasse, *Cheilinus undulatus*. Four omnidirectional hydrophones were deployed for 7 months in the mooring area of Larégnère marine reserve (New Caledonia). The hydrophone network covered 50 ha. The monitored fish was caught in the study site and surgically implanted with an ultrasonic transmitter. The fish displayed a regular diurnal rhythm during 25 days before leaving the area. Different patterns of spatial use were identified. The temporal succession of these patterns indicates that the minimum distance covered by the fish every day ranged between 20 and 200 m. Its home range was at least 5 ha. A decrease of the detection was observed before the departure of the fish. This decrease coincided with the beginning of the reproduction period in New Caledonia and supports the hypothesis of a fish departure for the reproductive event. Despite the survey of only one specimen, the home range and movement calculated using acoustic telemetry are different in scale than the reported scuba-based visual estimations. Such information is essential for the development of management policies and conservation measures of large reef fish species highly vulnerable to disturbance and fishing pressure.

Keywords: acoustic tracking, behaviour, emblematic species, home range, New-Caledonia.

Annexe 5. Caractéristiques des poissons étudiés dans l'expérience principale de la thèse.

P. leopardus : *Plectropomus leopardus* (Lacepède, 1802), *E. maculatus* : *Epinephelus maculatus* (Bloch, 1790), S. *ghobban* : *Scarus ghobban* Forsskål, 1775), *C. microrhinos* : *Chlorurus microrhinos* (Bleeker, 1854). ID : identifiant de la marque. T : taille (longueur à la fourche, cm). Capture, Marquage et Réintroduction : date de capture, de marquage et de réintroduction dans le milieu. LC : lieu de capture. LR : lieu de réintroduction. L : îlot Larégnère (réserve), rL : récif Larégnère (non en réserve), rC : récif Crouy (non en réserve). Pré : durée du suivi préopératoire (jours), Post : durée du suivi post-opératoire (jours). P : période de détection (jours).

Espèce	ID	T	Capture	LC	Pré	Marquage	Réintroduction	Post	LR	P
P. leopardus	401	43	21/06/2005	L	14	05/07/2005	12/07/2005	7	L	165
P. leopardus	402	56	21/06/2005	L	14	05/07/2005	12/07/2005	7	L	242
P. leopardus	403	42	23/06/2005	L	12	05/07/2005	12/07/2005	7	L	219
P. leopardus	404	49.5	23/06/2005	L	12	05/07/2005	12/07/2005	7	L	336
P. leopardus	405	65	24/06/2005	L	11	05/07/2005	12/07/2005	7	L	389
P. leopardus	406	44	07/07/2005	L	14	21/07/2005	29/07/2005	8	L	222
P. leopardus	407	58	08/07/2005	L	13	21/07/2005	29/07/2005	8	L	531
P. leopardus	408	54	07/07/2005	L	14	21/07/2005	29/07/2005	8	L	222
P. leopardus	409	37	07/07/2005	L	14	21/07/2005	29/07/2005	8	L	1
P. leopardus	410	34	07/07/2005	L	14	21/07/2005	29/07/2005	8	L	506
P. leopardus	420	53	25/10/2005	rL	7	01/11/2005	07/11/2005	6	L	83
P. leopardus	426	46	27/04/2006	L	0	27/04/2006	27/04/2006	0	L	11
E. maculatus	415	31.5	10/11/2005	rC	11	22/11/2005	30/11/2005	8	rC	10
E. maculatus	421	46	05/07/2006	L	0	05/07/2006	05/07/2006	0	L	8
E. maculatus	425	23	12/11/2005	rC	10	22/11/2005	30/11/2005	8	rC	24
E. maculatus	428	35	12/11/2005	rC	10	22/11/2005	30/11/2005	8	L	342
E. maculatus	429	31	15/11/2005	rC	7	22/11/2005	30/11/2005	8	L	21
E. maculatus	430	32	15/11/2005	rC	7	22/11/2005	30/11/2005	8	L	13
E. maculatus	444b	46	12/06/2006	L	0	12/06/2006	12/06/2006	0	L	79
S. ghobban	411	33	01/02/2006	rC	2	03/02/2006	06/02/2006	3	rC	33
S. ghobban	412	33	01/02/2006	rC	2	03/02/2006	06/02/2006	3	rC	204
S. ghobban	413	37	01/02/2006	rC	2	03/02/2006	06/02/2006	3	L	333
S. ghobban	414	39	01/02/2006	rC	2	03/02/2006	06/02/2006	3	L	334
S. ghobban	416	39	01/02/2006	rC	2	03/02/2006	06/02/2006	3	L	334
S. ghobban	417	37	01/02/2006	rC	2	03/02/2006	06/02/2006	3	rC	334
S. ghobban	431	34	13/12/2005	L	3	16/12/2005	20/12/2005	4	L	14
S. ghobban	435	36	13/12/2005	L	3	16/12/2005	20/12/2005	4	L	237
S. ghobban	443	48	04/01/2006	L	3	07/01/2006	09/01/2006	2	L	42
S. ghobban	445	36	04/01/2006	L	3	07/01/2006	09/01/2006	2	L	121
S. ghobban	446	37	04/01/2006	L	3	07/01/2006	09/01/2006	2	L	225
S. ghobban	447	30	04/01/2006	L	3	07/01/2006	09/01/2006	2	L	304
S. ghobban	444a	38	04/01/2006	L	3	07/01/2006	09/01/2006	2	L	11
C. microrhinos	432	35	13/12/2005	L	3	16/12/2005	20/12/2005	4	L	1
C. microrhinos	433	50	19/01/2006	rL	3	22/01/2006	23/01/2006	1	L	185
C. microrhinos	434	34	13/12/2005	L	3	16/12/2005	20/12/2005	4	L	98
C. microrhinos	436	33	13/12/2005	L	3	16/12/2005	20/12/2005	4	L	81
C. microrhinos	437	29	13/12/2005	L	3	16/12/2005	20/12/2005	4	L	117
C. microrhinos	438	46	19/01/2006	rL	3	22/01/2006	23/01/2006	1	L	46
C. microrhinos	439	38	14/12/2005	L	2	16/12/2005	20/12/2005	4	L	93
C. microrhinos	440	27	14/12/2005	L	2	16/12/2005	20/12/2005	4	L	86
C. microrhinos	441	30	14/12/2005	L	2	16/12/2005	20/12/2005	4	L	92
C. microrhinos	442	35	14/12/2005	L	2	16/12/2005	20/12/2005	4	L	36
C. microrhinos	448	46	19/01/2006	rL	3	22/01/2006	23/01/2006	1	L	57
C. microrhinos	449	36	19/01/2006	rL	3	22/01/2006	23/01/2006	1	rL	17
C. microrhinos	450	36	19/01/2006	rL	3	22/01/2006	23/01/2006	1	rL	108

Annexe 6. Résumé de la présentation orale réalisée à l'European Symposium on Marine Protected Areas (Murcia 2007).

Evidence of fish movements between a marine reserve and two unprotected reefs in a fragmented habitat in New Caledonia, as determined by acoustic telemetry

Olivier Chateau & Laurent Wantiez

Abstract. A potential benefit of marine reserves is an increase of the abundance and the biomass in adjacent unprotected areas by the net emigration of fish from the reserve. Within this context, information on fish movement is necessary to estimate the effectiveness of marine reserves as a fisheries management tool. This study use ultrasonic telemetry to evaluate the connectivity between a marine reserve and two unprotected reefs separated by lagoon soft bottoms in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. The inter-reefs movements were examined for *Epinephelus maculatus* (7 fish), *Plectropomus leopardus* (12 fish), *Lethrinus nebulosus* (6 fish), *Gymnocranius* sp. (1 fish), *Chlorurus microrhinos* (13 fish) and *Scarus ghobban* (13 fish) during 12 months. The two unprotected reefs (Larégnère reef and Crouy reef) were located respectively 900 m and 2000 m from the reserve (Larégnère islet). Fish were caught in the studied area and surgically implanted with ultrasonic transmitters. Important movements were observed for all the studied species. 21% of the fish have been detected on a different reef than the reef where they were released. 8% to 100% of the individuals of each species have moved between reefs during the monitored period. Sixty three inter-reefs movements were detected during the monitoring period. Most of them (87.3%) were observed between the reserve and the Larégnère reef. They concerned at least one individual of each species. Six movements (9.5%) were observed between the reserve and the Crouy reef and 1 movement (*E. maculatus*) (1.6%) was observed between the two unprotected reefs. Moreover one *S. ghobban* was spear fished near an unprotected reef located 6 km from its released area (MPA). Different patterns of inter-reefs movements were observed during the survey including home range relocation, movements within a large home range, punctual movements outside the daily home range, or fish leaving from the studied area. The information gathered in this study shows the fish ability to realize large-scale movements (900 m to 6 000 m) in a fragmented habitat and suggest their capacity to disperse with time although a large proportion of them may remain in the same area over the short-term. Consequently, interactions between reefs in a lagoon system should be significant and need to be taken into account in the design and management of Marine Parks.

Annexe 7. Chateau O, Wantiez L (2009). Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES Journal of Marine Science*. doi: 10.1093/icesjms/fsn165 (résumé).

Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks

Olivier Chateau & Laurent Wantiez

Abstract. Acoustic telemetry was used to examine the patterns of fish movements between a marine reserve and two unprotected reefs separated by large areas of lagoon soft bottoms (900–2000 m) in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. Four commercial fish species (*Epinephelus maculatus*, *Plectropomus leopardus*, *Chlorurus microrhinos*, and *Scarus ghobban*) were studied for 17 months (45 fish). Nine fish (20%) were detected on reefs other than the reef into which they were released. Four patterns of inter-reef movement were identified during the survey, including home range relocations, movements larger than the scale of the study, many inter-reef movements within the study area, and punctual excursions outside the daily home range. The information gathered in this study demonstrates the ability of the fish to carry out medium-scale movements in a fragmented habitat. Consequently, the effectiveness of the reserve to protect the entire population is probably limited for these species. Because all the identified patterns implied at least one movement across the reserve boundaries, our results support the hypothesis that the Larégnère Marine Reserve, part of the South Lagoon Marine Park, could benefit the adjacent fished area through spillover.

Keywords: acoustic telemetry, fish behaviour, fragmentation, home range, inter-reef movements, marine reserve, South Pacific.

Annexe 8. Exemple du « profil de détection » d'un poisson dans la zone d'étude et discrimination des différents patterns de déplacements à partir de ce profil.

Ce tableau (réduit pour les besoins du document) montre la distribution spatiotemporelle des signaux enregistrés par les hydrophones visités au cours de la période de détection de cet individu. S1 et S2 font référence au secteur dans lequel étaient placés les différents hydrophones concernés (Fig. 39). La colonne de droite montre les différents patterns de déplacement identifiés pour ce poisson dans la zone d'étude. Les traits horizontaux matérialisent la limite entre les différents patterns.

Date	Hydrophones sur lesquels le poisson a été détecté								Patterns
	5097	4861	4862	4863	4864	4865	4866	4867	
	S1	S2	S2	S2	S2	S2	S2	S2	
12/07/2005	2	27	24	3					Mouvement post-réintroduction
13/07/2005	59								Période de fidélité au site n°1 avec deux excursions (sur 4867)
14/07/2005	41								
15/07/2005	101								
16/07/2005	171								
17/07/2005	60								
18/07/2005	10								
19/07/2005	78								
20/07/2005	9								
21/07/2005	36							13	Excursion n°1 vers 4867 (S2)
22/07/2005	7							9	Excursion n°2 vers 4867 (S2)
23/07/2005	40								
24/07/2005							24	160	Relocalisation vers S2 puis période de fidélité au site n°2
25/07/2005							72	244	
26/07/2005							53	331	
27/07/2005							54	421	
29/07/2005							63	310	
31/07/2005							118	218	
01/08/2005							2	189	Trois périodes d'absences d'une journée (28 juillet, 30 juillet et 11 août)
02/08/2005							2	158	
03/08/2005								113	
04/08/2005							53	183	
05/08/2005						2	58	225	Trois hydrophones visités mais le poisson a été préférentiellement détecté sur 2 (> 80% des détections)
06/08/2005							46	142	
07/08/2005						2	66	116	
08/08/2005						2	81	80	
09/08/2005						128	79	85	
10/08/2005						122	85	79	
12/08/2005						2	47	101	
13/08/2005							68	115	
14/08/2005							37	102	
15/08/2005							23	102	
16/08/2005						1	10	128	
17/08/2005						23	6	164	
18/08/2005							40	128	
19/08/2005							37	160	
20/08/2005							14	43	
21/08/2005							11	39	
22/08/2005							37	40	
23/08/2005			77	162	28	3	20	41	Déplacements importants précédant une migration
24/08/2005				175	50	13	50	23	
05/07/2006							8	55	Migration avec longue absence suivie d'un retour sur le site d'origine (période de fidélité au site n°3)
06/07/2006							3	97	
07/07/2006							10	31	
08/07/2006							45	44	
09/07/2006						3	94	20	
10/07/2006						23	38	18	
11/07/2006							11	22	
12/07/2006							33	18	
13/07/2006							15	20	Fin de la période de détection

Annexe 9. Résumé du poster exposé au 11th International Coral Reef Symposium (Fort Lauderdale 2007).

Is a Coralline Island MPA within a Lagoon Seascape Effective as a Whole?
A Case Study in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia

Olivier Chateau & Laurent Wantiez

Acoustic telemetry was used to examine the movement patterns of four commercial fish species (45 fish; *Epinephelus maculatus*, *Plectropomus leopardus*, *Chlorurus microrhinos* and *Scarus ghobban*) in a fragmented habitat in the lagoon of New Caledonia, over a period of 17 months. The studied area included a marine reserve and two unprotected reefs separated by large areas of lagoon soft bottoms (900 m and 2000 m). The fish were detected between few hours and 530 days. Most of them realized large movements within reef (several kilometres) during their monitored period. This result confirms that the closure of only part of a reef structure may not be effective for all the studied species. Nine fish (20% of the studied fish) and at least one specimen of each species carried out inter-reef movements during their monitored period. All of them moved across the reserve boundaries at least once. The minimum distance covered by these fish over the soft bottoms between the reefs ranged from 500 m to 10.3 km (mean: 4.3 ± 3.6 km). If the objective of the reserve is to protect resident populations, we suggest that larger reserves including several reefs, spawning areas and lagoon soft bottoms would be necessary. Another objective of marine reserves is the maintenance of adjacent fisheries through the net export of fish biomass from the reserve. Our results suggest that the three studied reefs are connected and show that 20% of studied fish were more or less exposed to fishing. Even if net export was not clearly demonstrated, our results support the hypothesis that the studied reserve could benefit the adjacent fished area by spillover.

ACTIVITE ET TYPOLOGIE DES DEPLACEMENTS DE POISSONS CORALLIENS DANS UN HABITAT FRAGMENTE : APPLICATION AUX RESERVES MARINES DE NOUVELLE-CALEDONIE

Résumé. La télémétrie acoustique a été utilisée pour étudier les patterns de déplacement de 4 espèces de poissons dans un habitat corallien fragmenté en Nouvelle-Calédonie (45 poissons ; *Epinephelus maculatus*, *Plectropomus leopardus*, *Chlorurus microrhinos* et *Scarus ghobban*). La zone d'étude inclue une réserve marine et 2 récifs non protégés séparés par 900 à 2 000 m de fonds meubles lagonaires. Les poissons ont été détectés de quelques heures à 531 jours. 60% des individus ont été détectés moins de la moitié de leur période de suivi théorique (375 jours). Pendant la durée de l'expérience, la majorité des poissons ont montré des périodes de fidélité au site. Cependant, seules 40.5% de ces périodes ont duré plus de 3 mois. Contrairement à ce qui était attendu, la majorité des individus ont présenté des patterns de mouvements dispersifs tant à l'échelle de la réserve qu'à l'échelle de la zone d'étude (3 récifs) : déplacements post-réintroduction (6 cas de homing), excursion, migration, relocalisation et haut niveau de déplacement. Si l'on exclut les déplacements post-réintroduction qui ont probablement été induis par le protocole expérimental, 62% des individus ont montré un comportement dispersif, allant d'une simple excursion intra-récif (quelques centaines de mètres) à une relocalisation sur un récif situé à 6 km. 20% des poissons ont réalisé des changements de récifs. Ces résultats indiquent que les populations des 3 récifs étudiés sont connectées malgré la fragmentation et que la réserve marine de l'îlot Larégnère pourrait soutenir la zone pêchée sur plusieurs kilomètres par spillover. En revanche, les patterns de déplacements identifiés montrent que le dimensionnement actuel de la réserve ne protègerait pas de façon optimale les populations des espèces étudiées et que de plus grandes réserves incluant plusieurs récifs, des fonds meubles lagonaires et des sites de pontes seraient nécessaires pour augmenter de manière pérenne le niveau des peuplements à l'intérieur de la zone protégée. L'importance des différences intraspécifiques par rapport aux différences taxonomiques confirme qu'une grande plasticité phénotypique existe chez les poissons et suggèrent que les politiques de gestion fondées sur l'hypothèse d'un comportement homogène au sein d'une population sont inappropriées à une échelle spatio-temporelle moyenne.

Mots-clés : Connectivité, Comportement des poissons, Habitat fragmenté, Nouvelle-Calédonie, Pacifique Sud, Réserve marine, Télémétrie acoustique.

Abstract. Acoustic telemetry was used to examine the movement patterns of four commercial fish species (45 fish; *Epinephelus maculatus*, *Plectropomus leopardus*, *Chlorurus microrhinos* and *Scarus ghobban*) in a fragmented habitat in the South lagoon of New Caledonia, over a period of 17 months. The studied area included a marine reserve and two unprotected reefs separated by large areas of lagoon soft bottoms (900 m and 2000 m). The fish were detected between few hours and 531 days. 60% of them were detected less than 50% of their expected study duration (375 days). Most of the studied fish showed period(s) of site fidelity. However, only 40.5% of the period of site fidelity lasted more than 3 months. Unexpectedly, most of the studied fish showed dispersive patterns of movements both in the reserve and in the entire studied area: post-release movements (including homing behaviour), excursion, migration, relocation and high level of movements. If we exclude post-release movements that have probably been induced by the experimental protocol, 62% of fish presented dispersive patterns of movements from localised intra-reef excursions (100s meters) to home range relocation to another reef located 6 km from the studied area. 20% of the studied fish and at least one specimen of each species carried out inter-reef movements during their monitored period. These results suggest that the three studied reefs are connected and that the studied reserve could benefit the adjacent fished area by spillover over several kilometres. However, the patterns of movements identified suggest that the current design of the studied reserve could not protect the entire populations of the studied species. I suggest that larger reserves including several reefs, spawning areas and lagoon soft bottoms would be necessary to maintain the spawning stock biomass within the protected area. The diversity of fish mobility behaviour observed within the studied species confirmed that high phenotypic plasticity occurs in fish. It suggests that management decisions based on the assumptions of a homogeneous behaviour in fish populations are inappropriate at this medium spatial scale.

Key-words: Acoustic telemetry, Connectivity, Fish behaviour, Fragmented habitat, Marine reserve, New Caledonia, South Pacific.