Les premiers stades de vie des poissons de Nouvelle-Calédonie : identification des habitats lagonaires pour les stades pré- et post installation

Volet thématique 2 Stades post-installation

Dominique Ponton & Camille Mellin

IRD Nouméa

Mars 2007









Fiche de présentation synthétique¹

Titre du projet financé par le Ministère de l'Outre-Mer

Identification des habitats essentiels pour l'installation des juvéniles de différentes espèces de poissons d'intérêt commercial pour la Nouvelle-Calédonie et des facteurs déterminant la capacité de charge de ces milieux

Coordinateur

Dominique Ponton, Unité de Recherche 128 (CoRéUs) Centre IRD de Nouméa BP A5, 98 848 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie Tél. (687) 26 08 09 Fax : (687) 26 43 26 courriel : Dominique.Ponton@noumea.ird.nc

Participants

| Nom | Situation | Spécialité | Structure | % temps |
|------------------|-----------------------------------|---|--------------------------|------------------------------------|
| Camille Mellin | Etudiante thèse Paris 6 & Ephe | Écologie des juvéniles de poissons récifaux | IRD, UR128, Nouméa | 100 |
| Dominique Ponton | Chargé de recherche IRD | Écologie des juvéniles de poissons récifaux | IRD, UR128, Nouméa | 30 |
| Michel Kulbibki | Chargé de recherche IRD | Écologie des poissons récifaux | IRD, UR128, Perpignan | 10 année 2006 |
| Serge Andréfouët | Chargé de recherche IRD | Télédétection des habitats récifaux | IRD, UR128, Nouméa | 10 année 2006 |
| Gérard Mou-Tham | Technicien de recherche | Échantillonnage | IRD, UR128, Nouméa | 15 |
| Joseph Baly | Agent technique principal | Otolithométrie | IRD, UR128, Nouméa | 25 |
| Arnaud Grüss | Etudiant ENSAR | Habitat & petit échelle et croissance | IRD, UR128, Nouméa | 100 sur 6 mois en 2006- 2007 |

Budget simplifié

| Coût total | 57 000€ | |
|--|---------|-------|
| Ministère de l'Outre-Mer | 10 000€ | 17,5% |
| IRD (UR 128) ² | 11 000€ | 19,3% |
| Zonéco, volet 2 de l'opération « jeunes poissons » | 36 000€ | 63,2% |

¹ Fiche établie pour le rapport final de convention avec le Ministère de l'Outre-Mer, reprise ici pour information ² Hors salaires et compléments d'expatriation

Résumé

L'habitat essentiel des juvéniles de poissons est indispensable pour assurer la pérennité des ressources halieutiques car la quantité et la qualité de ces habitats conditionnent la croissance et la survie des juvéniles, et donc la réussite de leur recrutement dans les populations adultes. Cette étude a constitué une première approche des habitats des jeunes stades de plusieurs espèces de poissons récifaux lagonaires en Nouvelle-Calédonie selon trois échelles spatiales : celle du lagon sud-ouest, celle de deux îlots du lagon sud-ouest, celle d'une baie. A l'échelle du lagon sudouest, la diversité des patrons d'utilisation de l'habitat après l'installation a été explorée à partir de données de comptages réalisés entre 1986 et 2001. Les assemblages de juvéniles et leurs variations saisonnières ont été caractérisés, à la fois pour les habitats à grande échelle incluant les zones côtières, intermédiaires et du récif barrière, ainsi que pour les habitats à petite échelle incluant les fonds durs avec du corail vivant et les fonds meubles avec des herbiers et des algueraies. Pour certaines espèces abondantes, des changements d'habitats ont été démontrés au cours des saisons (par ex. Lutjanus fulviflamma et Siganus argenteus) et au cours de la croissance (par ex. Lethrinus atkinsoni, Scarus ghobban). Au cours de leur croissance, certaines espèces présentent une augmentation du nombre d'habitats qu'ils utilisent durant leur période juvénile (21% et 33% à grande et à petite échelle respectivement), d'autres présentent une diminution du nombre d'habitats qu'ils utilisent (10% et 3%), d'autres présentent un changement radical d'habitat (23% et 3%) et la majorité des espèces ne présente pas de changement d'habitat (46% à grande échelle, dont 39% de juvéniles observés dans les habitats intermédiaires, et 61% à petit échelle, dont 75% de juvéniles observés dans les algueraies ou les herbiers). Ces résultats indiquent les échelles spatiales et temporelles à prendre en compte pour la protection des habitats dans le cadre de gestion des ressources, autant au niveau des assemblages qu'au niveau des espèces. A l'échelle de deux îlots, un modèle prédictif du nombre d'espèces et d'individus juvéniles présents dans un environnement donné a été développé puis spatialisé à une échelle adaptée à la prise de décisions concernant la gestion des réserves. Des modèles linéaires généralisés ont d'abord été construits pour prédire le nombre d'espèces et d'individus juvéniles à partir de variables environnementales temporelles et spatiales, enregistrées à des échelles allant de 10m à 10km autour les îlots Larégnère et Canard. Le modèle statistique a ensuite été spatialisé à partir de cartes d'habitats créées à partir des outils de télédétection. Le modèle a montré l'importance des variables à 10-100m qui expliquent plus de 71% de la variabilité du nombre d'espèces. Le couplage avec les données de télédétection et les outils de SIG a ensuite montré qu'un nombre important d'espèces et d'individus juvéniles était concentré sur une bande étroite à la limite de la terrasse lagonaire peu profonde. Ces résultats ont d'importantes implications sur les priorités de gestion dans le cadre de la protection des habitats. A l'échelle d'une baie, l'effet du micro-habitat a été évalué sur les abondances et la croissance postinstallation de *Pomacentrus moluccensis* (Pomacentridae). Une méthode de description des colonies coralliennes à partir de photographies sous-marines d'abord été mise au point lors d'une étude pilote, avant d'être utilisée pour effectuer une typologie des colonies coralliennes de la Baie des Citrons. Des comptages visuels des juvéniles de P. moluccensis ainsi que des poissons résidents ont montré un effet significatif et positif de l'abondance en résidents sur l'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* après l'installation, mais aucun effet du type de colonie corallienne. Les croissances pélagique et benthique de P. moluccensis ont été étudiées par otolithométrie, ce qui a permis de caractériser les traits de vie larvaire ainsi que la croissance jusqu'à cinq jours après l'installation chez cette espèce. La croissance pélagique n'a eu aucune influence sur la sélection d'un type de colonie corallienne à l'installation. Par ailleurs le type de colonie corallienne n'a pas eu d'effet significatif sur la croissance benthique. Une étude à plus grande échelle permettrait éventuellement de mettre en évidence les facteurs environnementaux ayant une influence significative sur la croissance après l'installation.

| 1. | CADRE | GÉNÉRAL DE CETTE ÉTUDE EN TROIS PARTIES | 7 |
|----|-----------|---|---------|
| 2. | PARTIE | C 1 : HABITAT DES JUVÉNILES À L'ÉCHELLE DU LAGON | 11 |
| | 2.1 CON | TEXTE | 11 |
| | 2.2 MA | TÉRIEL & MÉTHODES | 13 |
| | 2.2.1 | Sites d'étude | 13 |
| | 2.2.2 | Stratégie d'échantillonnage | 13 |
| | 2.2.3 | Analyses des données | 15 |
| | 2.3 Rés | ULTATS | 17 |
| | 2.3.1 | Structure des assemblages de juvéniles à une large échelle spatiale (1 à 10km) | 21 |
| | 2.3.2 | Structure des assemblages de juvéniles à une petite échelle spatiale (10 à 10m) | 21 |
| | 2.3.3 | Différences saisonnières dans l'utilisation de l'habitat | 23 |
| | 2.3.4 | Différences dans l'utilisation de l'habitat en fonction de la taille | 25 |
| | 2.4 DISC | CUSSION | 25 |
| | 2.4.1 | Structure des assemblages de juvéniles | 25 |
| | 2.4.2 | Différences saisonnières dans l'utilisation de l'habitat | 2/ |
| | 2.4.3 | Differences dans l'utilisation de l'habitat en fonction de la taille | 29 |
| 3. | PARTIE | 2 2 : HABITAT DES JUVÉNILES À L'ÉCHELLE DE DEUX ILOTS | 33 |
| | 3.1 Cox | ITEVTE | 33 |
| | 3.1 CON | nieale | |
| | 321 | Sites d'étude | |
| | 322 | Estimations du nombre d'espèces et d'individus juvéniles par station | 37 |
| | 3.2.3 | Description de l'habitat de chaque station | |
| | 3.2.4 | Prédictions du nombre d'espèces (S) et d'individus (N) juvéniles | |
| | 3.2.5 | Spatialisation des prédictions GLM de S et N autour de l'ilot Laréenère | |
| | 3.3 Rés | ULTATS | 45 |
| | 3.4 Dise | CUSSION | 47 |
| 4. | PARTIE | 2 3 : HABITAT DES JUVÉNILES D'UNE ESPÈCE À L'ÉCHELLE D'UNE BAIE | 55 |
| | 4.1 CON | ITEXTE | 55 |
| | 4.2 Éтu | DE PILOTE : DESCRIPTION DE COLONIES CORALLIENNES À PARTIR DE PHOTOGRAPHIES SOUS-MARIN | JES .57 |
| | 4.2.1 | Matériel et méthodes | |
| | 4.2.2 | Résultats | 65 |
| | 4.2.3 | Conclusions | 67 |
| | 4.3 Des | CRIPTION DE L'HABITAT À MICRO-ÉCHELLE | 67 |
| | 4.3.1 | Site d'étude | 67 |
| | 4.3.2 | Matériel et méthodes | 67 |
| | 4.3.3 | Résultats | 71 |
| | 4.4 Séli | ECTION DE L'HABITAT À L'INSTALLATION PAR LES JUVÉNILES DE P. MOLUCCENSIS : INFLUENCE SU | R LA |
| | CROISSANC | E ET LES ABONDANCES POST-INSTALLATION | 77 |
| | 4.4.1 | Cadre et objectifs | 77 |
| | 4.4.2 | Matériel et méthodes | 77 |
| | 4.4.3 | <i>Résultats</i> | 85 |
| | 4.5 Disc | CUSSION | 89 |
| 5. | RÉFÉRI | ENCES CITÉES | 95 |
| 6. | ANNEX | ES | 103 |
| | 6.1 ANN | NEXE 1 : JUVÉNILES OBSERVÉS LORS DES COMPTAGES DE LA PARTIE 2 | 105 |
| | 6.2 ANN | VEXE 2 : ABONDANCE MOYENNE DE CHACUNE DES ESPÈCES D'HÉTÉROSPÉCIFIQUES PAR COLONIE | |
| | CORALLIEN | NE SUR LA PÉRIODE DE L'ÉTUDE ET RÉGIME ALIMENTAIRE | 107 |
| 7. | RÉSUM | É | 110 |
| | | | |



Figure 1 : Cycle biologique simplifié des poissons récifaux-lagonaires (exemple de Naso unicornis).

1. Cadre général de cette étude en trois parties

Les écosystèmes coralliens subissent une pression grandissante liée à l'accroissement démographique, au développement des activités touristiques et au changement climatique. Dans ce contexte, la compréhension des processus susceptibles d'influencer les abondances de poissons exploités, ressources dont dépendent les populations locales, est indispensable pour permettre l'élaboration de plans de gestion. Ceux-ci ne peuvent que s'appuyer sur une connaissance approfondie des processus physiques et biologiques qui régissent les distributions spatiales et les variations d'abondances des poissons récifolagonaires. La compréhension de ces facteurs chez les jeunes poissons demeure en général très parcellaire, tout particulièrement en Nouvelle-Calédonie, c'est pourtant à l'issue de ces stades de vie qui subissent une importante mortalité qu'est déterminée la taille des populations.

La majorité des poissons de récifs coralliens possèdent un cycle de vie complexe (Figure 1) avec une phase larvaire pélagique, à l'issue de laquelle les larves retournent vers le récif pour y continuer leur développement en juvénile puis en adulte (Victor, 1991; Jones et al., 1999; Mora & Sale, 2002; Armsworth, 2002 ; Lecchini, 2003 ; Irisson et al., 2004). Les jeunes poissons sont alors exposés à un environnement complexe et ils choisissent leur habitat parmi de nombreux substrats potentiels (Carr & Hixon, 1995; Risk, 1998; Caselle, 1999; Webster, 2002; Srinivasan, 2003; Adams et al., 2004). Pour chaque espèce, il existe un milieu et un substrat optimal pour se nourrir et croître jusqu'à maturité : c'est ce que Benaka (Benaka, 1999) appelle son « habitat essentiel ». Ces habitats essentiels, dont la plupart sont encore mal connus pour les poissons récifaux (Milicich & Doherty, 1994), conditionnent pour une grande part la survie des jeunes jusqu'au stade adulte. Le maintien de ces habitats est donc une condition nécessaire à la pérennité des ressources (Schmitten, 1999 ; Bellwood & Hughes, 2001). Un habitat peut être caractérisé par la complexité du refuge, par les interactions tant inter- qu'intra-spécifiques avec les résidents et par la disponibilité en ressources alimentaires (Lecchini, 2003). Ces paramètres déterminent ainsi la capacité de charge, au-delà de laquelle les ressources du milieu en habitat et en nourriture sont saturées. L'utilisation des différents habitats par les juvéniles varie selon les espèces, probablement en relation avec des caractéristiques biologiques propres à l'espèce telles que la taille, le régime trophique, le mode de reproduction, ou encore les interactions avec autres juvéniles (Victor, 1991; Appeldoorn et al., 1997).

L'habitat essentiel des juvéniles de poissons a été défini comme étant « un milieu où les abondances, taux de croissance, de survie et de productivité sont relativement élevés » (Hook et al., 2003). Dans le cadre du travail dont les résultats sont présentés ici, l'habitat



Figure 2. Sites d'études et stations d'échantillonnage pour les trois parties de ce rapport correspondant à trois échelles différentes et complémentaires. Partie 1 : échelle du lagon SO. Chaque point ne donne qu'une idée approximative de la position des stations (= paire de deux transects) car il correspond à une zone d'environ 500m de large dans laquelle plusieurs transects peuvent avoir été effectués. Partie 2 : échelle de des ilots Larégnère et Canard. Le biotope correspondant à chaque station est indiqué (co : coraux, sg : herbiers, sw : algueraies) Partie 3 : échelle de colonies coralliennes dans la baie des Citrons.

essentiel des juvéniles d'une espèce est considéré sous l'angle des abondances et des taux de croissance à des différents stades ontogéniques dans chaque habitat. L'habitat essentiel est donc ici une notion dynamique : c'est une référence spatiale et temporelle qui désigne la position qu'occupe à un instant donné une forte densité d'individus qui se trouvent à un certain stade de développement et dont la bonne croissance indique qu'ils optimisent le compromis entre différentes contraintes biologiques et écologiques (Lévêque, 2001 ; Hook et al., 2003). Ces habitats demeurent très mal connus pour les juvéniles des poissons récifaux (Milicich & Doherty, 1994 ; Schmitten, 1999 ; Bellwood & Hughes, 2001) et n'ont encore jamais été étudiés en Nouvelle-Calédonie. Pourtant la qualité et la quantité de ces habitats sont des conditions indispensables à la pérennité des ressources car elles conditionnent fortement la réussite du recrutement (Schmitten, 1999 ; Bellwood & Hughes, 2001).

Le lagon de Nouvelle-Calédonie, par sa diversité de paysages, l'existence d'inventaires précis sur les espèces qui les occupent, et l'absence d'étude sur les stratégies d'utilisation de ces habitats au cours de l'ontogénie, constitue un site atelier privilégié. En particulier, les îlots du Lagon Sud qui présentent des mosaïques bien délimitées de biotopes lagonaires variés (herbiers, algueraies, coraux), offrent la possibilité de tester des facteurs à différentes échelles spatiales, depuis celle du lagon (distance à la côte ou à la barrière par exemple) jusqu'à celle des biotopes (diversité structurale) et des micro-habitats (composition par ex.). Par ailleurs, si la plupart des îlots ont un statut de réserve et sont encore relativement peu dégradés, l'intérêt qu'ils suscitent auprès des plaisanciers permet de craindre à l'avenir une modification de la qualité des habitats ou du comportement des poissons. Ces îlots semblent donc particulièrement adaptés à l'acquisition de connaissances fondamentales sur les premiers stades de vie des poissons et à l'application des résultats en terme de gestion intégrée des zones côtières.

Les résultats présentés ici ont été obtenus grâce au soutien financier de l'IRD dans le cadre des travaux de recherche de l'unité de recherche 128, du Ministère de l'Outre-Mer dans le cadre du projet « *Identification des habitats essentiels pour l'installation des juvéniles de différentes espèces de poissons d'intérêt commercial pour la Nouvelle-Calédonie et des facteurs déterminant la capacité de charge de ces milieux* », celui du programme Zonéco dans le cadre de l'opération « *Les premiers stades de vie des poissons de Nouvelle-Calédonie : identification des habitats lagonaires pour les stades pré- et post-installation* ». Le présent rapport, qui correspond au volet 2 de cette opération, présente les premières données sur les habitats des jeunes stades de plusieurs espèces de poissons de Nouvelle-Calédonie à trois échelles (Figure 2) : celle du lagon sud-ouest, celle de deux ilôts du lagon sud-ouest, celle d'une baie. Il reprend en grande partie les informations qui seront dans la thèse de Camille Mellin.

2. Partie 1 : habitat des juvéniles à l'échelle du lagon³

2.1 Contexte

L'un des défis fondamentaux en écologie est de comprendre comment les êtres vivants sont distribués parmi les différents habitats disponibles (Gaston, 2000 ; Arrington et al., 2005) et comment ces distributions spatiales varient durant l'ontogénie(De Roos et al., 2002 ; Wilson et al., 2006a). Pour les poissons coralliens, l'installation dans les habitats benthiques ainsi que les déplacements qui peuvent avoir lieu ensuite sont des moments importants du cycle de vie (e.g. Mc Cormick & Makey, 1997; Leis & McCormick, 2002 ; Lecchini & Galzin, 2005). A la fin de leur phase pélagique, les habitats sélectionnés par les larves qui vont s'installer influencent leur survie et déterminent donc la distribution spatiale des jeunes juvéniles (voir Doherty, 2002 pour une revue récente). A une large échelle spatiale (1 à 10 km), la distribution des juvéniles dans les habitats côtiers est influencée par la distribution des larves dans des masses d'eau dont les caractéristiques varient suivant un gradient côte-large (Williams, 1991). A une plus petite échelle (10 à 100m), la distribution spatiale des juvéniles est sous l'influence de la profondeur (Srinivasan, 2003), du type de substrat (Depczynski & Belwood, 2004 ; Sale et al., 2005), ainsi que du type de couverture benthique (Adams et al., 2004 ; Depczynski & Belwood, 2004 ; Sale et al., 2005). La distribution spatiale des juvéniles plus âgés peut être ensuite modifiée par des taux de mortalité différents suivant les habitats (Booth, 1992 ; Frederick, 1997) et/ou des changements d'habitat liés à l'ontogénie (Mc Cormick & Makey, 1997; Dahlgren & Eggleston, 2000). L'utilisation des habitats par les juvéniles et les adultes est généralement inférée en comparant les distributions spatiales d'individus de tailles successives (e.g. Shapiro, 1987; Gillanders et al., 2003; Adams & Ebersole, 2004; Lecchini & Galzin, 2005). Quatre patrons d'utilisation de l'habitat entre le stade juvénile et le stade adulte peuvent ainsi être observés : 1) une augmentation du nombre d'habitats utilisés, 2) une diminution du nombre d'habitats utilisés, 3) un changement radical dans les habitats utilisés, et 4) aucun changement dans les habitats utilisés. Ce dernier cas permet de différencier : les espèces associées aux milieux coralliens, les espèces associées aux herbiers, et les espèces associées aux algueraies. Dans l'Indo-Pacifique, la diversité des patrons d'utilisation par les assemblages de jeunes poissons a rarement été étudiée (voir pour exception Nakamura & Sano, 2004 ; Lecchini & Galzin, 2005). En effet ce type d'étude demande de

Premiers stades de vie des poissons de Nouvelle-Calédonie Volet 2 : stades post-installation

³ Cette partie correspond au manuscrit Mellin C., Kulbicki M., Ponton D. Seasonal and ontogenetic patterns of habitat use in coral reef fish juveniles. Soumis pour publication dans Estuarine, Coastal and Shelf Science. Rapport Zonéco 2006

| Famille | | | | |
|------------|-----------------------|-------------------|--|---------------------|
| | genre | espèce | auteur | L _m (mm) |
| LUTJANIDAE | | | | |
| | Lutjanus | fulviflamma | (Forsskål, 1775) | 195 |
| | | gibbus | (Forsskål, 1775) | 215 |
| | | kasmira | (Forsskål, 1775) | 165 |
| LETHRINIDA | E | | | |
| | Lethrinus | atkinsoni | Seale, 1910 | 230 |
| | | genivittatus | Valenciennes, 1830 | 105 |
| | | narak | (Forsskal, 1775) | 220 |
| | | nedulosus | (FOrsskal, 1775) | 195 |
| MULLIDAE | Mullaidiahthya | flovalingatus | (Lacaràda 1901) | 110 |
| | Dorupopoup | indiouo | (Lacepede, 1001) | 100 |
| | Faiupeneus | multifasciatus | (Ouov & Gaimard 1824) | 190 |
| | | spilurus | (Quby & Gainard, 1024) (Bleeker 1854) | 160 |
| CHAFTODON | | Spilulus | | 100 |
| 01#1210201 | Chaetodon | aurida | Forsskål, 1775 | 155 |
| | •••••••• | lunulatus | Quov & Gaimard, 1825 | 100 |
| | | mertensii | Cuvier. 1831 | 95 |
| | | pelewensis | Kner, 1868 | 90 |
| | | , trifascialis | Quoy & Gaimard, 1825 | 115 |
| | | vagabundus | Linnaeus, 1758 | 120 |
| POMACENT | RIDAE | | | |
| | Amphiprion | melanopus | Bleeker, 1852 | 100 |
| | Chromis | chrysura | (Bliss, 1883) | 85 |
| | Neoglyphidodon | polyacanthus | (Ogilby, 1889) | 90 |
| | Stegastes | nigricans | (Lacepède, 1802) | 90 |
| LABRIDAE | <u> </u> | | | 202 |
| | Choerodon | graphicus | (De VIS, 1885) | 260 |
| | Coris | aygula | (Quay & Coimard 1824) | 450 |
| | Stothoiulis | Inmaculatus | (Quuy & Gaimaru, 1034) (Plookor 1851) | 85 |
| | Thelessome | lunare | (Lippacus 1758) | 120 |
| SCARIDAE | malassoma | lunale | (Linnaeus, 1750) | 120 |
| | Scarus | altininnis | (Steindachner 1879) | 420 |
| | | ahobban | Forsskål, 1775 | 410 |
| | | sp 1 | | 290 |
| MUGILOIDID | AE | • | | |
| | Parapercis | australis | Randall, 2003 | 95 |
| | | hexophtalma | (Cuvier, 1829) | 170 |
| ACANTHURI | DAE | | | |
| | Acanthurus | dussumieri | Valenciennes, 1835 | 250 |
| | | nigrofuscus | (Forsskål, 1775) | 115 |
| | | mata | Cuvier, 1829 | 280 |
| | o , i i | triostegus | (Linnaeus, 1758) | 105 |
| | Ctenochaetus | striatus | (Quoy & Gaimard, 1825) | 120 |
| | ∠eprasoma | scopas | (Cuvier, 1829) | 80 |
| SIGANIDAE | Siganus | argontous | (Quoy & Coimard 1925) | 200 |
| | Sigarius | fuscescens | (Houttuyn 1782) | 170 |

Tableau 1. Espèces dont les juvéniles ont été observés sur plus de 200 transects parmi les 816 effectués et représentant pour chaque saison 90% des abondances totales. Avec L_m : taille à la maturité en mm.

considérer la totalité de la période juvénile de chaque espèce des assemblages (Mc Cormick & Makey, 1997 ; Dahlgren & Eggleston, 2000) ce qui demande un échantillonnage intensif dans l'espace, afin de couvrir tous les habitats potentiels, et dans le temps afin de tenir compte des variations saisonnières dans l'abondance des juvéniles (Robertson & Kaufmann, 1998). La diversité de l'utilisation des habitats par les juvéniles a donc été le plus souvent étudiée à une petite échelle, l'influence du gradient côte-large restant indéterminée.

De plus, il n'existe pas d'informations sur l'existence de changements d'habitat durant le stade juvénile tels que ceux mis en évidence entre les stades juvénile et adulte, il n'est donc pas possible de connaître l'importance relative des quatre patrons d'utilisation de l'habitat chez les juvéniles.

Dans ce contexte, les différents buts du travail effectué dans cette partie étaient : 1) de caractériser les assemblages majeurs de juvéniles à petite et grande échelles, ainsi que leurs variations saisonnières, 2) de mettre en évidence des changements d'habitats entre classes de tailles successives ou entre saisons pour les espèces dominantes et 3) d'estimer la diversité des patrons d'utilisation d'habitat, et de changements d'habitats, pendant la période juvénile des poissons récifaux.

2.2 Matériel & méthodes

2.2.1 Sites d'étude

Cette étude a eu lieu dans la partie SO du lagon de Nouvelle-Calédonie (Figure 2). Seize années de comptages de poissons en plongée (Kulbicki, 1997) nous ont permis de considérer les patrons saisonniers d'utilisation des habitats par les juvéniles, patrons qui sont généralement plus marqués que les variations interannuelles du recrutement à ces latitudes (Robertson & Kaufmann, 1998). En effet la Nouvelle-Calédonie est caractérisée par des variations saisonnières importantes de la température de l'eau, de l'intensité et de la direction du vent, ainsi que de la pluviosité (Douillet et al., 2001 ; Ouillon et al., 2005).

2.2.2 Stratégie d'échantillonnage

Entre 1986 et 2001, des comptages visuels ont été effectués de jour sur 816 transects distribués de manière hétérogène entre la côte et le récif barrière (Figure 2). Parmi ces transects, 78 ont été visités en été (21 décembre – 20 mars), 196 à l'automne (21 mars – 20 juin), 294 en hiver (21 juin – 20 septembre) et 246 au printemps (21 septembre – 20 décembre). Chaque station n'a été échantillonnée qu'une fois entre 1986 et 2001.

Chaque station était constituée de deux transects de 10 x 100 m orientés parallèlement aux isobathes et situés à 100 m de distance l'un de l'autre. Chaque transect était matérialisé sur

| | | Été | Automne | Hiver | Printemps | |
|---------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--|
| Visibilité (m) | moy. e.t. | 10.7 4.5 | 10.2 4.4 | 11.9 4.6 | 12.6 4.6 | |
| Profondeur (m) | moy. e.t. | 3.7 2.4 | 4.5 4.1 | 4.4 3.6 | 5.1 4.0 | |
| Dist. côte (km) | moy. e.t. | 14.5 7.7 | 22.2 16.6 | 16.6 20.9 | 15.5 19.3 | |
| Dist. récif barrière (km) | moy. e.t. | 22.2 10.5 | 10.4 9.5 | 17.5 15.0 | 15.4 10.3 | |
| Sable / vase (%) | moy. e.t. | 31.1 32.6 | 39.3 33.0 | 39.1 31.6 | 38.5 31.4 | |
| Fond dur (%) | moy. e.t. | 39.2 22.4 | 25.9 19.6 | 32.2 22.7 | 30.0 23.0 | |
| Corail vivant (%) | moy. e.t. | 33.5 25.9 | 19.3 20.8 | 21.2 19.4 | 24.3 22.7 | |
| Herbier / alguraie (%) | moy. e.t. | 11.2 21.0 | 4.4 12.2 | 5.6 13.0 | 5.2 12.0 | |

Tableau 2. Caractéristiques de l'habitat (moyenne, moy., et écart-type, e.t.) pour chaque transect et chaque saison. Avec Dist. = distance.

le fond par un ruban gradué de 100 m. Deux plongeurs expérimentés devaient alors parcourir côte-à-côte le transect, chacun d'un côté du ruban, comptant et identifiant tous les poissons rencontrés dans un couloir de 5m de large. Chacun devait estimer la longueur totale (LT en cm) de chaque poisson rencontré et identifié. Quand les poissons formaient un banc, la longueur moyenne des poissons ainsi que leur abondance totale étaient estimées.

La taille à la maturité L_m de chaque espèce (Tableau 1), comprise ici comme la taille minimale à laquelle un individu mature a été observé (Flynn et al., 2006), a été utilisée pour séparer les individus juvéniles des adultes. Ensuite nous avons distingué les petits juvéniles installés récemment, les grands juvéniles proches du recrutement ainsi que les individus intermédiaires sur la base du rapport entre L_m et LT.

Les juvéniles ont donc été séparés en trois classes de tailles : petits quand $LT < \frac{Lm}{3}$, moyens quand

$$\frac{Lm}{3} < LT < 2\frac{Lm}{3}$$
, et grands quand $2\frac{Lm}{3} < LT < Lm$.

Pour chaque saison, deux échelles d'habitat ont été considérées. A une grande échelle (1 à 10 km), la plus courte distance entre chaque transect et le récif barrière ainsi qu'entre chaque transect et la Grande Terre a été mesurée à partir de leur position GPS. Les transects loin de la côte étaient un peu plus nombreux à l'automne (Tableau 2). A une petite échelle spatiale (10 à 100m), la profondeur moyenne (en m) et la visibilité (en m) ont été estimées après chaque comptage. Enfin l'importance relative de substrat dur, vase ou sable, corail vivant, et algues ou phanérogammes a été déterminée des zones de 10 x 5 m situées de chaque côté des 100m de la ligne médiane. Les valeurs obtenues (n=20 pour chaque transect) ont été ensuite moyennées. La profondeur moyenne ainsi que le pourcentage de chaque catégorie d'habitat présentaient les mêmes gammes de valeurs pour chaque saison (Tableau 2).

2.2.3 Analyses des données

Pour chaque transect, les abondances de chaque classe de tailles pour chaque espèce ont été transformées en log(X+1) afin de réduire l'effet des valeurs importantes. Ces valeurs log-transformées d'abondances ont été organisées en quatre matrices faunistiques « transects-par-juvéniles » (lignes par colonnes), chaque matrice correspondant à une saison.

Les relations entre juvéniles et habitat ont été étudiées à l'aide d'une analyse de co-inertie. L'analyse de co-inertie est une méthode multivariée destinée à coupler des tableaux faunistiques et environnementaux afin de mesurer leur correspondance (Dray et al., 2003). C'est une méthode générale, plus flexible, et donc souvent plus pertinente pour les études en écologie que l'analyse canonique des correspondances qui de plus implique une relation

Tableau 3. Inertie (en %) expliquée par les deux premiers axes des ACP (ACP1 et ACP2) effectuées à partir des variables d'habitat (deux échelles) et à partir des tableaux faunistiques pour chaque saison, co-inertie totale (en %) entre les tableaux d'habitat (deux échelles) et faunistiques pour chaque saison expliquée par les deux premiers axes (CI1 et CI2) pour chaque saison ainsi que coefficient de corrélation (minimum et maximum pour chaque axe) entre les deux jeux de coordonnées projetées.

| | Été | Automne | Hiver | Printemps | | | | |
|--|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|--|--|--|--|
| Inertie (en %) expliquée par ACP1 et ACP2 | | | | | | | | |
| Habitat à grande échelle Habitat à petite échelle Tableau faunistique | 100.0 68.0 29.7 | 100.0 61.2 26.1 | 100.0 60.9 23.9 | 100.0 62.7 28.0 | | | | |
| Co-inertie totale (en %) expliquée par CI1 | et CI2 | | | | | | | |
| Habitat gde éch. X tabl. faunistique Habitat pte éch. X tabl. faunistique | 100.0 90.5 | 100.0 73.0 | 100.0 80.4 | 100.0 88.3 | | | | |
| Coefficient de corrélation entre les deux jeux de coordonnées (min et max) | | | | | | | | |
| Habitat gde éch. X tabl. faunistique Habitat pte éch. X tabl. faunistique | 0.35-0.43 0.28-0.63 | 0.52-0.64 0.41-0.58 | 0.23-0.58 0.39-0.57 | 0.35-0.53 0.26-0.53 | | | | |

prédictive entre un groupe de variables, les variables prédictives, et une autre, les variables réponses (Dolédec & Chessel, 1994). Les quatre tableaux faunistiques et les huit tableaux environnementaux ont été au préalable soumis séparément à une analyse en composantes principales (ACP). Puis, pour chaque saison (N=4), et chaque échelle spatiale (N=2), une analyse de co-inertie a été effectuée entre le tableau « transect-par-juvéniles » et le tableau correspondant « transect-par-variables d'habitat ». Les huit co-structures ont été déterminées séparément en maximisant la racine carrée de l'inertie projetée, qui définit la structure de chaque table, ainsi que la corrélation entre les deux groupes de coordonnées projetées (Dolédec & Chessel, 1994). Le caractère significatif de chaque corrélation obtenue a été ensuite testé par une méthode de Monte-Carlo avec 1000 permutations des lignes des tableaux faunistiques et d'habitat.

Enfin pour chaque saison, et pour chaque échelle spatiale, une méthode de classification hiérarchique utilisant la méthode d'agrégation par centroïdes (Jongman et al., 1995 ; Lebart et al., 1995) a été effectuée en prenant les coordonnées des classes de tailles des espèces sur tous les axes de l'analyse de co-inertie. Cette approche, similaire à la méthode de Ward (Jongman et al., 1995), a été préférée car elle permet de définir a priori le nombre de groupes. Le nombre de groupes a été défini à partir de l'ordination des variables d'habitat dans chacune des analyses de co-inertie afin d'assurer la pertinence écologique des groupes obtenus. Par exemple, une opposition entre les variables correspondant à des fonds durs et des fonds meubles le long de l'axe 1 de la co-inertie a amené à identifier deux groupes de juvéniles, chacune devant se trouver d'un côté de l'axe 1. Chaque groupe de juvéniles a donc été défini par 1) la proximité des classes de tailles des espèces contribuant le plus à la co-inertie ont été considérées comme caractéristiques de l'assemblage auxquelles elles appartenaient. Toutes les analyses ont été effectuées avec ADE-4 (Thioulouse et al., 1997).

2.3 Résultats

Un total de 74 097 juvéniles appartenant à 161 espèces de 46 familles ont été observés. Seules 11 familles pour lesquelles les taxons ont été observés le long d'au moins 200 transects ont été conservés pour la suite des analyses. Pour chaque saison, seule les classes de tailles des espèces représentant au moins 90% des abondances ont été retenus pour les analyses de co-inertie (Tableau 1).



Figure 3. Analyses de co-inertie entre les caractéristiques de l'habitat à large échelle (plus courte distance à la côte de Grande Terre et plus courte distance à la barrière) et abondances log(x+1) transformées des classes de tailles des espèces de juvéniles. Des groupes de juvéniles apparaissant liés respectivement aux habitats côtiers (C), de la barrière (B), ou intermédiaires (I) ont été identifiés par classification hiérarchique. Seuls les codes des trois classes de tailles d'espèces contribuant le plus à chacune des co-inertie sont présentés. Voir Tableau 4 pour les codes des juvéniles.

Tableau 4 (1 de 2). Habitat des juvéniles regroupés par classes de tailles (LT en mm). Les codes d'espèces sont suivis par 1 pour les juvéniles de petite taille, 2 pour ceux de taille moyenne et 3 pour ceux de grande taille. Les habitats à grande échelle sont le récif barrière (B), les milieux intermédiaires (I) et les milieux côters (C). Les habitats à petite échelle sont le corail vivant et les fonds durs (co) et les algueraies ou herbiers sur fonds meubles (ah).

| Genre | espèce | classe LT | code | été | automne | hiver | printemps |
|----------------|----------------|--------------|-------------|------|---------|-------|-----------|
| Lutjanus | fulviflamma | 65-130 | lufuf2 | B-ah | - | - | - |
| | | 130-195 | lufuf3 | C-ah | I-co | C-ah | C-ah |
| | gibbus | 144-215 | lugib3 | B-ah | - | - | l-ah |
| | kasmira | 110-165 | lukas3 | B-ah | - | l-ah | - |
| Lethrinus | atkinsoni | <77 | leatk1 | B-ah | - | - | - |
| | | 77-154 | leatk2 | B-ah | I-ah | l-ah | l-ah |
| | | 154-230 | leatk3 | C-ah | - | - | - |
| | genivittatus | <35 | legen1 | - | - | I-ah | - |
| | | 70-105 | legen3 | - | - | l-ah | - |
| | harak | 147-220 | lehar3 | - | l-ah | I-ah | - |
| | nebulosus | 65-130 | leneb2 | - | - | - | l-ah |
| | | 130-195 | leneb3 | C-ah | l-ah | - | - |
| Mulloidichthys | flavolineatus | 74-110 | mufla3 | - | - | - | l-ah |
| Parupeneus | indicus | <63 | paind1 | - | I-ah | - | - |
| | multifasciatus | 60-120 | , pamul2 | - | l-ah | - | l-ah |
| | | 120-180 | , pamul3 | - | B-ah | B-ah | B-ah |
| | spilurus | 106-160 | paspi3 | B-ah | l-ah | l-ah | - |
| Chaetodon | auriga | <52 | chaur1 | - | I-ah | - | - |
| | | 52-104 | chaur2 | C-ah | C-ah | C-co | C-ah |
| | | 104-155 | chaur3 | B-ah | B-co | I-co | l-ah |
| | lunulatus | 33-66 | chlut2 | B-ah | I-co | l-ah | l-ah |
| | | 66-100 | chlut3 | B-co | I-co | B-co | B-co |
| | mertensii | 64-95 | chmer3 | - | B-co | B-ah | B-ah |
| | pelewensis | 60-90 | chpel3 | - | B-co | B-ah | I-co |
| | trifascialis | 76-115 | chtri3 | B-co | B-co | B-co | I-co |
| | vagabundus | 40-80 | chvag2 | C-ah | - | l-ah | - |
| | - | 80-120 | chvag3 | C-ah | C-ah | C-co | C-ah |
| Amphiprion | melanopus | 33-66 | ammel2 | B-ah | I-co | l-ah | C-ah |
| | | 66-100 | ammel3 | B-ah | I-co | - | - |
| Chromis | chrysura | 28-56 | chchr2 | B-ah | I-ah | - | l-ah |
| | | 56-85 | chchr3 | - | B-co | B-ah | B-ah |
| Neoglyphidodon | polyacanthus | 30-60 | nepol2 | C-ah | - | - | - |
| | | 60-90 | nepol3 | C-ah | C-co | I-co | C-ah |
| Stegastes | nigricans | 30-60 | stnig2 | I-ah | - | l-ah | - |
| | | 60-90 | stnig3 | I-ah | I-co | l-ah | l-ah |
| Choerodon | graphicus | <87 | chgra1 | B-ah | - | - | - |
| | | 87-174 | chgra2 | B-ah | l-ah | l-ah | - |
| | | 174-260 | chgra3 | B-ah | I-co | I-co | l-ah |
| Coris | aygula | 150-300 | coayg2 | - | - | l-ah | l-ah |
| | - | 300-450 | coayg3 | - | - | - | B-ah |

Tableau 4 (2 de 2)

| Genre | espèce | classe LT | code | été | automne | hiver | printemps |
|--------------|--------------|---------------------------|----------------------------|-------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Halichoeres | trimaculatus | 35-70 70-105 | hatri2 hatri3 | - | - B-ah | l-ah B-ah | - B-ah |
| Stethojulis | bandanensis | 28-56 56-85 | stban2 stban3 | B-ah - | - I-ah | - I-ah | - I-ah |
| Thalassoma | lunare | 40-80 80-120 | thlun2 thlun3 | - I-co | l-ah l-ah | l-ah l-co | l-ah l-ah |
| Scarus | altipinnis | 140-280 280-420 | scalt2 scalt3 | - | - B-co | - I-co | I-co I-co |
| | ghobban | <137 137-174 | scgho1 scgho2 | C-ah B-co | C-ah B-co | C-ah I-co | C-ah I-ah |
| | sp 1 | 174-410 0-97 97-194 | scsp11 scsp12 | B-an - I-co | B-co I-ah I-co | I-co - B-co | I-an - B-co |
| Parapercis | australis | 194-290 32-64 | scsp13 paaus2 | B-co B-ah | B-co C-ah | B-co C-ah | B-co C-ah |
| | hexophtalma | 64-95 114-170 | paaus3 pahex3 | B-ah - | C-ah - | C-ah B-ah | - |
| Acanthurus | dussumieri | 83-166 166-250 | acdus2 acdus3 | B-ah B-ah | l-ah l-co | l-ah I-co | l-ah l-ah |
| | nigrofuscus | 38-76 76-115 93-186 | acnio2 acnio3 acmat2 | - C-ah | I-ah I-ah B-co | I-ah B-co B-ah | I-ah B-co I-ab |
| | triostegus | 186-280 35-70 | acmat3 actri2 | - | B-co | B-co I-ah | I-ah |
| Ctopochootus | atriatus | 70-105 | actri3 | - | - Lab | B-ah | - |
| Clenochaelus | Sinalus | 80-120 | ctstr3 | - | I-ah | I-ah | - |
| Zebrasoma | scopas | 27-54 54-80 | zesco2 zesco3 | B-ah - | - I-ah | - B-co | - I-co |
| Siganus | argenteus | 67-134 134-200 | siarg2 siarg3 | - B-co | I-ah - | - I-ah | - B-ah |
| | fuscescens | 57-114 114-170 | sifus2 sifus3 | - | I-ah - | l-ah - | C-ah C-ah |

2.3.1 Structure des assemblages de juvéniles à une large échelle spatiale (1 à 10km)

La co-inertie totale entre les caractéristiques d'habitat à une grande échelle et le tableau faunistique était répartie sur les deux premiers axes de la co-inertie (Tableau 3). Une corrélation significative a été observée entre les tableaux habitats et faunistiques pour toutes les saisons (test de Monte-Carlo, P<0,001), la corrélation la plus forte étant observée en automne (Tableau 3). La distance au récif barrière et la distance à la côte sont séparées par l'axe 2 à chaque saison (Figure 3), l'axe 1 représente donc le gradient côte – barrière le long duquel les juvéniles sont ordonnés. Pour chaque saison, trois groupes de juvéniles ont été identifiés : un associé aux habitats côtiers, un associé au récif barrière et un classé comme intermédiaire. Toutes saisons confondues, les assemblages du récif barrière regroupent 64 classes de tailles d'espèces, incluant 17% de Scaridae. Les juvéniles de taille moyenne à grande de *Scarus* sp1 (97 à 290 mm LT) sont caractéristiques des assemblages du récif barrière à toutes les saisons. Les assemblages inféodés aux milieux côtiers regroupent 31 classes de tailles d'espèces qui incluent 29% de Chaetodontidae. Les juvéniles de grande taille de *Chaetodon vagabundus* (80 à 120 mm LT) et de *Neoglyphidodon polyacanthus* (60 à 90 mm LT), ainsi que les juvéniles de *Parapercis australis* de taille moyenne à grande (32 à 95 mm LT) sont caractéristiques de ces assemblages côtiers (Figure 3).

Les assemblages des habitats intermédiaires regroupent 90 classes de tailles de juvéniles. Comprenant 21% d'Acanthuridae et 20% de Labridae, ils sont aussi caractérisés par des juvéniles de *Stegastes nigricans* de taille moyenne à grande (60 à 90 mm LT) et des juvéniles de *Thalassoma lunare* de grande taille (80 à 120 mm LT). Tous les juvéniles de Labridae et de Scaridae (à l'exception des petits, LT < 137 mm, *Scarus ghobban*) et la plupart des juvéniles de Lethrinidae, Acanthuridae et Siganidae sont observés dans les habitats intermédiaires et ceux du récif barrière (Tableau 4). Les habitats utilisés par les juvéniles de Pomacentridae varient suivant les espèces : les juvéniles de *Neoglyphidodon polyacanthus* sont caractéristiques des habitats côtiers alors que les juvéniles de *Chromis chrysura* sont caractéristiques des habitats intermédiaires.

2.3.2 Structure des assemblages de juvéniles à une petite échelle spatiale (10 à 10m)

La co-inertie totale entre les tableaux des caractéristiques d'habitats à petite échelle et les tableaux faunistiques est bien expliquée par les axes 1 et 2 au printemps et en été (Tableau 3). Une corrélation significative entre les tableaux d'habitat et les tableaux faunistiques a été observée pour toutes les analyses de co-inertie (Monte-Carlo test, P<0.001).



Figure 4. Analyses de co-inertie entre les caractéristiques de l'habitat à petite échelle (profondeur moyenne du transect, importance relative de fonds durs, de corail vivant, de vase ou sable, et d'algueraie ou herbier) et abondances log(x+1) transformées des classes de tailles des espèces de juvéniles. Des groupes de juvéniles apparaissant liés respectivement aux habitats sur fonds durs ayant du corail vivant (co) ou aux habitats de sable ou vase avec algueraies ou herbiers (ah) ont été identifiés par classification hiérarchique. Seuls les codes des trois classes de tailles d'espèces contribuant le plus à chacune des co-inertie sont présentés. Voir Tableau 4 pour les codes de juvéniles.

Pour toutes les saisons, les abondances relatives de corail vivant et de fonds durs sont corrélées et sont opposées aux abondances relatives de vase ou sable, et d'algueraie ou herbier (Figure 4). Pour chaque saison, deux groupes de juvéniles peuvent être identifiés : l'un associé au corail vivant et aux fonds durs, l'autre associé aux fonds sableux ou vaseux avec des algueraies ou des herbiers (Figure 4 et Tableau 3).

Toutes saisons confondues, les assemblages de juvéniles associés au corail vivant et aux fonds durs comprennent 54 combinaisons « classe de tailles-espèce » avec la plupart des juvéniles de Chaetodon lunulatus (66 à 100 mm LT) et ceux de taille moyenne à grande de *Scarus* sp1 (97 à 290 mm LT) sont caractéristiques de ces habitats (Figure 4). A l'opposé, les assemblages associés aux fonds sableux ou vaseux avec des algueraies ou des herbiers comprennent 131 combinaisons « classe de tailles-espèce » avec la plupart des juvéniles de Lutjanidae, Lethrinidae, Mullidae, Labridae et Siganidae. Les juvéniles de *Halichoeres trimaculatus* de grande taille (70 à 105 mm LT) et les juvéniles de taille moyenne à grande de *Parapercis australis* (32 à 95 mm LT) sont caractéristiques de ces assemblages (Figure 4).

2.3.3 Différences saisonnières dans l'utilisation de l'habitat

Parmi les juvéniles qui contribuent le plus à la co-inertie, certains montrent des différences dans l'habitat auquel ils sont associés à chaque saison (Tableau 4). Parmi les juvéniles observés, 23% montrent des différences saisonnières d'habitat à une large échelle spatiale, comme par exemple pour les juvéniles de taille moyenne de *Scarus* sp1 (97 à 194 mm LT) qui sont observés dans les habitats intermédiaires en été et en automne mais dans les habitats du récif barrière en hiver et au printemps. Seul 8% des différences saisonnières ont été observées à une petite échelle spatiale. Par exemple les juvéniles de grande taille de *Stegastes nigricans* (60 à 90 mm LT) font partie des assemblages associés au corail vivant en automne seulement. Enfin, 22% des différences saisonnières dans l'utilisation de l'habitat ont été observées à la fois à de petites et grandes échelles spatiales. Les juvéniles de grande taille de *Lutjanus fulviflamma* (130 à 195 mm LT) ont été observés dans les habitats intermédiaires avec du corail vivant en automne seulement, les juvéniles de grande taille de *Acanthurus nigrofuscus* (76 à 115 mm LT) et *Siganus argenteus* (134 et 200 mm LT) ont été observés dans les habitats du récif barrière avec du corail vivant en hiver et au printemps pour le premier, seulement en été pour le second. Enfin, pour 47% des juvéniles, aucune différence d'utilisation de l'habitat en fonction des saisons n'a pu être démontrée.

2.3.4 Différences dans l'utilisation de l'habitat en fonction de la taille

Quelques juvéniles sont associés à des habitats différents au cours de leur ontogénie. Les petits juvéniles de *Scarus ghobban* (LT < 137 mm) ont été observés principalement dans les habitats sableux avec algueraies ou herbiers alors que les individus de grande taille ont été observés principalement dans les habitats coralliens. De manière similaire, les petits juvéniles de *Lethrinus atkinsoni* (LT < 77 mm) ont été observés principalement dans les habitats du récif barrière alors que ceux de taille moyenne (77 à 154 mm LT) ont été observés dans les habitats du récif barrière et dans les habitats intermédiaires, et que les individus de grande taille (LT > 154 mm) ont été observés dans les habitats côtiers.

Ainsi, à une large échelle spatiale, 21% des taxons présentent une augmentation du nombre d'habitats qu'ils utilisent durant leur période juvénile, 10% présentent une diminution du nombre d'habitats qu'ils utilisent, 23% présentent un changement radical d'habitat et 46% ne présentent aucun changement d'habitat (ce dernier groupe comprenant 39% de juvéniles observés dans les habitats intermédiaires). A une petite échelle spatiale, 33% des taxons présentent une augmentation du nombre d'habitats utilisés durant leur période juvénile, 3% présentent une diminution du nombre d'habitats qu'ils utilisent, 3% présentent une diminution du nombre d'habitats qu'ils utilisent, 3% présentent une changement radical des habitats qu'ils utilisent et 61% ne présentent aucun changement d'habitat (ce dernier groupe comprenant 75% de juvéniles observés dans les algueraies ou les herbiers).

2.4 Discussion

2.4.1 Structure des assemblages de juvéniles

A une large échelle spatiale (1 à 10 km), les juvéniles de différentes tailles sont répartis suivant un gradient côte-large. Toutes saisons confondues, 64 combinaisons « classe de tailles-espèce » (comprenant 17% de Scaridae) ont été considérées caractéristiques des habitats du récif barrière, 90 (comprenant 21% d'Acanthuridae et 20% de Labridae) des habitats intermédiaire, et 31 (comprenant 29% de Chaetodontidae) des habitats côtiers. Ces résultats mettent en évidence le rôle des habitats intermédiaires pour les juvéniles d'un grand nombre d'espèces de poissons récifaux, particulièrement pour les Lethrinidae, Labridae et Mullidae pour lesquels respectivement 70%, 69% et 60% des combinaisons « classe de tailles-espèce » ont été observées dans ces habitats intermédiaires.

A une petite échelle spatiale, 54 combinaisons « classe de tailles-espèce », comprenant majoritairement des Chaetodontidae, Pomacentridae et Scaridae, ont été identifiées comme associées aux fonds durs avec du corail vivant alors que 131 combinaisons « classe de tailles-espèce », comprenant majoritairement des Lutjanidae, Lethrinidae, Mullidae,

Labridae et Siganidae, ont été identifiées comme associées aux fonds sableux ou vaseux avec des algueraies ou herbiers. Le fait que plus des deux tiers des combinaisons « classe de tailles-espèce » ont été observés dans ces derniers habitats souligne leur importance pour les juvéniles d'un grand nombre d'espèces de poissons coralliens. Dans l'Indo-Pacifique, cette relation entre juvéniles de poissons coralliens et algueraies ou herbiers a été observée à petite échelle pour plusieurs Lethrinidae, Mullidae, Labridae and Siganidae (Nakamura & Sano, 2004). Au vu de nos résultats, l'importance des algueraies ou herbiers est conservée à une échelle spatiale plus grande. Plusieurs hypothèses ont été suggérées afin d'expliquer le rôle important de ces habitats. Ils pourraient fournir des abris contre les prédateurs (Parrish, 1989), fournir une nourriture abondante (Cocheret de la Morinière et al., 2002 ; Nagelkerken et al., 2006) ou simplement intercepter de manière efficace les larves planctoniques (Parrish, 1989 ; Nakamura & Sano, 2004). D'autre part, un certain nombre d'études démontrent que la sélection du microhabitat se fait à un stade précoce de l'installation (Eggleston, 1995 ; Friedlander & Parrish, 1998 ; Andrews & Anderson, 2004) grâce à la detection de signaux chimiques ou visuels (Booth, 1992 ; Ault & Johnson, 1998b) qui contribuent ainsi à établir le premier patron de distribution spatial des juvéniles de poissons.

2.4.2 Différences saisonnières dans l'utilisation de l'habitat

Alors que 47% des combinaisons « classe de tailles-espèce » ne montrent aucune différence saisonnière dans leur utilisation de l'habitat, 8% présentent des différences à une petite échelle spatiale, 23% à une large échelle spatiale et 22% aux deux échelles. Par exemple les habitats coralliens sont fréquentés par les juvéniles de grande taille de *Lutjanus fulviflamma* en automne, d'*Acanthurus nigrofuscus* et de *Siganus argenteus* en hiver, ces taxons présentant aussi des différences dans l'habitat qu'ils utilisent à une grande échelle. Peu d'études ont considéré les variations saisonnières dans l'utilisation de l'habitat par les juvéniles jusqu'à présent bien que ce point ait été démontré comme crucial pour les stades post-installation des poissons coralliens (Robertson & Kaufmann, 1998 ; Bergenius et al., 2005). Les explications possibles de ces différences saisonnières peuvent être que les espèces migrent suivant les saisons ou bien qu'elles ont une meilleure survie dans les habitats où la nourriture est abondante et où la prédation est moins intense. En Nouvelle-Calédonie, les variations saisonnières dans la distribution spatiale de la matière détritique et des invertébrés benthiques (Ouillon et al., 2005) que peuvent consommer les juvéniles. De tels changements saisonniers d'habitats résultant de relations trophiques ont déjà été démontrés chez des poissons-pierres adultes (Ebeling & Hixon, 1991) mais

jamais chez les juvéniles de poissons récifaux. Néanmoins il est certain que les juvéniles acquièrent rapidement la capacité des adultes de se déplacer en banc sur de grandes distances pour se nourrir et donc éventuellement se déplacer d'un habitat à un autre afin de trouver des proies adéquates (Mc Cormick & Makey, 1997).

2.4.3 Différences dans l'utilisation de l'habitat en fonction de la taille

Un certain nombre de patrons d'utilisation de l'habitat par les juvéniles de poissons récifaux observés dans cette étude sont identiques à ceux décrits entre les périodes juvénile et adulte par plusieurs auteurs, à petite et grande échelles spatiales. Ces patrons correspondent à : 1) une augmentation du nombre d'habitats utilisés, 2) une diminution du nombre d'habitats utilisés, 3) un changement radical dans les habitats utilisés, et 4) aucun changement dans les habitats utilisés. Ce dernier patron a été celui le plus fréquemment observé dans cette présente étude, confirmant ainsi qu'un majorité d'espèces utilisent les habitats intermédiaires et couverts d'algueraies ou herbiers durant la totalité de leur période juvénile comme discuté précédemment. Une augmentation ou une diminution, généralement de faible amplitude, dans le nombre des habitats utilisés sont deux patrons bien représentés mais ils ne sont caractéristiques d'aucune famille particulière. Ceci peut refléter soit des différences dans les besoins écologiques durant l'ontogénie qui induisent une diversification (ou une spécialisation) dans l'utilisation des habitats (Dahlgren & Eggleston, 2000), soit la conséquence d'une survie et de taux de croissance différents dans les différents habitats (Bergenius et al., 2005). Des changements importants d'habitats n'ont été détectés que pour un nombre restreint d'espèces mais confirment ce qui a déjà été observé dans des études précédentes. Nous avons ainsi démontré que les juvéniles de Parupeneus multifasciatus de tailles moyenne et grande sont abondants dans les habitats de fonds meubles avec algueraies ou herbiers mais aussi que ceux de taille moyenne sont abondants dans les habitats intermédiaires alors que les plus grands sont abondants dans les habitats de la barrière récifale. Ces observations sont en accord avec les changements d'habitats observés sur la Grande Barrière de corail pour les juvéniles de Parupeneus multifasciatus (Mc Cormick & Makey, 1997).

De manière identique, nous avons démontré que bien que toutes les tailles de juvéniles de *Lethrinus atkinsoni* soient caractéristiques des algueraies ou herbiers, les juvéniles de petites tailles sont observés plutôt dans les habitats de la barrière récifale, ceux de tailles intermédiaires dans les habitats intermédiaires et ceux de grandes tailles dans les habitats côtiers. Ceci complète les observations faites à une petite échelle spatiale dans les îles Ryukyu au Japon montrant que les juvéniles de cette espèce sont observés majoritairement

dans les algueraies alors que les adultes sont observés plutôt les zones coralliennes (Nakamura & Sano, 2004).

Pour conclure cette partie, nos résultats suggèrent pour la première fois que des changements d'habitat peuvent avoir lieu simultanément à deux échelles spatiales durant la période juvénile. Les analyses de coinertie ont en effet montré un changement marqué dans l'utilisation de l'habitat de *Scarus ghobban* et de *Scarus* sp1 de tailles successives, simultanément à petite et à grande échelles spatiales. De nombreuses études ont montré les changements d'habitats des juvéniles des habitats sableux avec herbiers ou algueraies vers les habitats coralliens durant leur croissance (Appeldoorn et al., 1997 ; Ohman et al., 1998 ; Dahlgren & Eggleston, 2000 ; Cocheret de la Morinière et al., 2002 ; Gillanders et al., 2003). Notre étude indique la possibilité de changements simultanés d'habitats le long du gradient côte-large pour plusieurs espèces. Prendre en compte les échelles spatiales auxquelles ces changements d'habitats ont lieu durant la phase juvénile peut être crucial pour la mise en place de mesures de protection des habitats dans le cadre de la gestion d'espèces cibles. Tous ces résultats soulignent aussi que l'amélioration de notre connaissance de l'écologie des juvéniles de poissons récifaux passe par une meilleure connaissance de la manière dont les assemblages diffèrent dans l'espace, des facteurs responsables de ces différences, et de quelles échelles spatiales dépendent ces facteurs (Chittaro, 2004 ; Habeeb et al., 2005).

3. Partie 2 : habitat des juvéniles à l'échelle de deux ilots⁴

3.1 Contexte

L'un des sujets actuellement les plus débattus dans la littérature scientifique est la résilience des récifs coralliens (Bellwood et al., 2004 ; Hughes et al., 2005). Cet intérêt est une conséquence des observations récurrentes de mortalités coralliennes à grande échelle ainsi que des prévisions pessimistes à l'échelle mondiale liées au changement climatique global à l'augmentation de la pression anthropique (Wooldridge et al., 2005).

Plusieurs processus ont été suggérés comme contribuant à la résistance et la résilience des récifs coralliens. Parmi ceux-ci, la diversité en espèces de poissons est souvent citée (McClanahan et al., 2002 ; Wilson et al., 2006b). Le nombre d'espèces et d'individus dans une communauté est le résultat de la survie des juvéniles de chaque espèce (pour une revue récente voir Doherty, 2002). En effet, bien que variant entre espèces, et dans le temps pour une espèce donnée, la mortalité des juvéniles est généralement importante, atteignant jusqu'à 60% au moment de l'installation (Doherty et al. 2004). La mortalité des juvéniles dépend principalement des caractéristiques d'habitat et particulièrement de la disponibilité en refuge contre la prédation (Caselle, 1999 ; Adams et al., 2004 ; Almany, 2004 ; Almany & Webster, 2006). Identifier les facteurs qui favorisent la survie des juvéniles est donc de première importance pour comprendre les processus qui gouvernent la dynamique des populations adultes. De plus, prévenir la dégradation des habitats qui favorisent la survie des juvéniles peut contribuer significativement à améliorer le succès du recrutement (Gilliers et al., 2006 ; Scharf et al., 2006) et, par conséquent, le nombre d'espèces et d'individus dans la communauté entière.

Le développement de modèles spatialement explicites permettant de prédire le nombre d'espèces et individus présents comme juvéniles à un endroit donné est donc un défi pour l'écologie des poissons récifaux. Ces modèles doivent intégrer les variables environnementales qui influencent la distribution des juvéniles à différentes échelles spatiales. Par exemple, juste avant qu'elles s'installent dans les habitats benthiques, les larves de poissons sont distribuées dans des milieux côtiers qui diffèrent en terme de turbidité, vitesse et direction des courants à l'échelle 0,1 à 10 km (Williams, 1982). Ensuite les larves s'installent dans des habitats qui peuvent être caractérisés à l'échelle 0,1 à 10 km par leur distance au récif barrière ou leur exposition aux vents dominants.

Rapport Zonéco 2006 Premiers stades de vie des poissons de Nouvelle-Calédonie Volet 2 : stades post-installation

⁴ Cette partie correspond au manuscrit Mellin C., Andréfouët S., Ponton D. Spatial predictability of juvenile fish species richness and abundance in a coral reef environment. Soumis pour publication dans Coral Reefs.

A l'échelle 10 – 100 m, différents facteurs influencent la distribution spatiale des juvéniles de poissons coralliens : la profondeur moyenne (Srinivasan, 2003), la composition du substrat (Depczynski & Belwood, 2004 ; Sale et al., 2005), les caractéristiques du couvert benthique (Adams et al., 2004 ; Depczynski & Belwood, 2004 ; Sale et al., 2005), et plus particulièrement la rugosité du substrat (Hixon & Beets, 1993 ; Sale et al., 2005). Les distributions de juvéniles peuvent varier temporellement, aussi bien avec la température de l'eau (Sponaugle et al., 2006) qu'avec la force et la direction du vent (Findlay & Allen, 2002 ; Sponaugle et al., 2005). Bien que certaines de ces variables environnementales soient connues pour influencer la distribution spatiale de quelques espèces étudiées, la manière dont elles interagissent au niveau des communautés, et donc déterminent le nombre d'espèces et d'individus qui pourront être observés à un endroit donné, reste largement inconnue.

Les modèles destinés à prédire le nombre d'espèces et d'individus à un endroit donné sont par définition spatialement explicites et nécessitent donc d'être basés sur des données de terrain mesurées de manière continue. Traditionnellement, des approches multivariées descriptives ont été utilisées pour relier des variables environnementales mesurées à différentes échelles au nombre d'espèces de poissons récifaux et/ou d'individus (Ault & Johnson, 1998b ; Chittaro, 2004). Ces modèles statistiques, et les connaissances écologiques sous-jacentes sur lesquels ils étaient basés, n'étaient généralement pas spatialement explicites car les données sur lesquels ils étaient basés provenaient d'observations de terrain ponctuelles. Néanmoins, si les variables environnementales peuvent être représentées, ou prédites, sur une grille géographique, et si elles sont bien corrélées à des propriétés écologiques, alors l'information écologique pertinente peut être représentée de la même manière sur la même grille. Le modèle prédictif devient ainsi spatialement explicite, permettant d'obtenir des champs continus de données biologiques qui peuvent grandement améliorer l'intérêt d'outils de décisions ainsi que les analyses écologiques à différentes échelles. Heureusement, les variables environnementales sont maintenant mesurées de plus en plus de manière continue du fait que les techniques de télédétection spatiale permettent de surveiller et cartographier les habitats de n'importe quelle zone sur terre, incluant les environnement marins et côtiers (Miller et al., 2005). Il est donc logique d'utiliser la télédétection spatiale pour transformer les données d'observations écologiques effectuées en différents points en une représentation continue des propriétés écologiques. Cette approche est maintenant communément utilisée pour les études terrestres mais reste à développer pour l'étude des milieux marins côtiers (Guisan & Tuiller, 2005). Depuis le début des années 90, la télédétection spatiale peut apporter différentes informations sur les récifs coralliens : la bathymétrie (Maritorena, 1996), l'exposition à l'énergie hydrodynamique (Courboulès & Manière, 1992), la géomophologie détaillée (Andréfouët & Guzman, 2004) ainsi que la distribution des habitats (Ahmad & Neil, 1994). Des études pilotes avec des capteurs onéreux a permis de mettre en évident les potentialités en terme de cartographie de la pigmentation (Andréfouët et al., 2003b), de la couverture corallienne (Mumby et al., 2004) ou de la rugosité des fonds (Brock et al., 2004). L'un des outils les plus utiles de cette approche est la fourniture de cartes d'habitats.



Figure 5 : Principe de la méthode de comptage par point fixe (Labrosse et al., 2001). Un seul plongeur est représenté sur la moitié d'une station. Pour un individu isolé, une seule distance est enregistrée pour un banc d'individus de tailles homogènes, le plongeur note la distance de l'individu le plus proche (d1) et celle de l'individu le plus éloigné (d2). La distance maximale de comptage a ici été bornée à 5m.
Effectuer des cartes d'habitats est maintenant considéré comme une pratique courante dont la précision dépend de la complexité de l'habitat local (Andréfouët et al., 2003a). Les cartes d'habitats permettent une puissance d'interprétation importante en terme de biogéochimie et de production récifale, de distribution de biomasses d'algues et d'invertébrés, ou de beta-diversité (Ahmad & Neil, 1994 ; Andréfouët & Payri, 2001 ; Gilbert et al., 2006 ; Harborne et al., 2006). Pour les récifs coralliens du Yucatan, Garza-Pérez et al. (2004) ont créé des cartes d'habitats (considérées comme données écologiques) en utilisant des données de terrain discontinues, des images satellitales synoptiques (considérées comme données environnementales) et des analyses de type GRASP (Generalized Regression Analyses and Spatial Predictions) qui sont une généralisation spatiale des modèles linéaires généralisés (GLM). Cette démarche résume ce qui doit être appliqué afin d'élaborer des cartes fonctionnelles de processus écologiques. Elle est reliée au développement de modèle de distributions d'espèces dont une revue a été effectuée par Guisan & Tuiller (2005), un article qui a été utilisé pour établir l'approche méthodologique de ce travail.

Dans ce contexte, les buts du travail présenté dans cette partie du rapport étaient de 1) estimer la part de variabilité dans le nombre d'espèces et d'individus juvéniles qui peut être prédite par un combinaison de facteurs environnementaux enregistrés à différentes échelles spatiales et temporelles, 2) d'évaluer l'importance relative de ces différents facteurs environnementaux, 3) de spatialiser les informations écologiques en utilisant une carte des habitats récifaux obtenue par télédétection, 4) de discuter les implication d'une telle approche pour l'étude et la gestion des poissons récifaux.

3.2 Matériel & méthodes

3.2.1 Sites d'étude

Deux îlots du lagon ont été choisis pour cette étude : l'îlot Larégnère, situé près de la passe de Dumbéa, et l'îlot Canard, proche de Nouméa (Figure 2). Ces deux îlots ont un statut de réserve ce qui limite certains effets qui pourraient interférer dans la distribution des jeunes poissons (destruction des habitats par ex.). Six stations ont été choisies autour de chaque îlot : deux stations d'herbier, deux stations d'algueraie et deux stations de corail, chaque station d'un même biotope correspondant à une exposition différente aux vents dominants de SSE (Figure 2).

3.2.2 Estimations du nombre d'espèces et d'individus juvéniles par station

Des comptages subaquatiques des poissons utilisant la technique du point fixe (Labrosse et al., 2003) ont été effectués par deux plongeurs (Figure 5). Chaque station, correspondant à une aire circulaire de 5m de rayon, a été divisée en quatre quartiers d'une surface approximative de $20m^2$ (surface totale environ $80m^2$). Chaque plongeur identifiait et comptait tous les poissons à l'exception des Blennidae et Gobiidae et estimait leur longueur totale (LT en cm) sur la moitié de la station. Quand les poissons formaient un banc, la moyenne des tailles ainsi que le nombre total d'individus étaient estimés.

3.2.3 Description de l'habitat de chaque station

Pour effectuer les descriptions d'habitat, les stations ont été divisées en 12 secteurs, chacun couvrant une surface d'environ 6,5m². Dans chaque secteur, la profondeur moyenne (en m) a été enregistrée ainsi que l'importance relative (en %) de sept catégories de substrat, quatre abiotiques (sable, débris, rochers et corail mort) et trois biotiques (herbier, algueraie et corail vivant). L'hétérogénéité a été définie comme le nombre total de catégories abiotiques additionné du nombre de genre d'algues (*Sargassum, Dictyota, Lobophora, Halimeda, Padina, Cyanophycea* et autres), du nombre de phanérogames (*Halophila, Halodule, Cymodocea, Syringodium* et autres) ainsi que du nombre de formes de corail (encroûtant, submassif, massif, digité, branchu, foliaire et tabulaire) dans chaque secteur. La rugosité variait de 1 (plat) à 4 (avec présence de protubérances et de cavités).

3.2.4 Prédictions du nombre d'espèces (S) et d'individus (N) juvéniles

D'une manière différente de la partie précédente, les juvéniles sont définis en suivant Dorenbosch et al. (2005) comme les individus plus petits que le tiers de la taille maximale connue pour l'espèce. Le nombre total d'espèces présentes comme juvéniles (S) et l'abondance totale de juvéniles (N) ont été calculés pour chaque station et chaque période d'échantillonnage. Pour chaque station, la profondeur moyenne, la couverture relative par les différentes catégories de substrat, l'hétérogénéité et la rugosité ont été moyennées sur les 12 secteurs. Pour chaque période d'échantillonnage, la moyenne mensuelle de la température de l'eau enregistrée à l'Anse Vata (en °C), la moyenne mensuelle de la vitesse du vent (en m.s⁻¹) et la direction (°) enregistrées à l'ilot Amédée ont été calculées. Les directions moyennes mensuelles de vent ont été ensuite transformées en composante cosinus et sinus pour les analyses. Des modalités discrètes ont été utilisées pour décrire la position de chaque ilot (côtier pour l'ilot Canard, intermédiaire pour l'ilot Largénère) et celle de chaque station (au vent ou sous le vent des alizés).

Les données ont été organisée en un tableau faunistique les stations par S et N (lignes par colonnes) et un tableau des variables environnementales avec les stations par 1) les variables d'habitat à l'échelle 0,1-10 km (position de l'ilot, exposition aux alizées), 2) les variables d'habitat à l'échelle 10-100 m (profondeur, couverture relative des différentes catégories de substrat abiotiques et biotiques, hétérogénéité et rugosité) et 3) les variables temporelles (température de l'eau, vitesse et direction du vent).

Afin de tenir compte des éventuelles relations non-linéaires entre variables faunistiques et environnementales, des régressions simples non-linéaires (polynomiales du second degré, logistique, exponentielle) entre ces variables ont été comparées à des régressions linéaires. Les régressions ont été comparées sur la base de leur probabilité associée P, leur R² (proportion de variance de la variable réponse expliquée par le modèle) et sigma (racine carrée de la variance estimée de l'erreur aléatoire). Les variables environnementales présentant une relation non-linéaire significative avec S ou N ont été transformées avant la poursuite des analyses. Des modèles linéaires généralisés (GLMs) ont été ensuite utilisés pour ajuster une fonction entre S ou N et les différentes variables environnementales. La procédure GLM a été choisie car elle est particulièrement adaptée pour modéliser des données faunistiques qui présentent habituellement une distribution de type Poisson et parce qu'elle donne des valeurs prédites qui sont dans les limites des valeurs observées (Guisan & Zimmermann, 2000 ; Guisan & Tuiller, 2005). Lors de la construction des GLMs, l'hypothèse H0 de distribution quasi-Poisson de S et N a été vérifiée par le test de Dean (1992). Lorsque H0 était rejetée, la supposition d'une distribution binomiale négative a été faite et testée à l'aide du test de maximum de vraisemblance (Dean, 1992).

Lors d'une étape préliminaire, trois modèles différents ont été construits pour prédire séparément S et N. L'un incluait les variables d'habitat à l'échelle 0,1-10 km, le second incluait les variables à l'échelle 10-100 m, et le dernier incluait les variables temporelles. Cette étape avait pour but d'identifier l'échelle la plus appropriée et la plus importante pour construire les modèles finaux, une question qui est récurrente et centrale dans toute modélisation de distribution d'espèces (Guisan & Tuiller, 2005).

Les modèles synthétiques finaux ont regroupé les variables d'habitat aux deux échelles spatiales ainsi que les variables temporelles dans le but de prédire avec un maximum de précision S et N. La sélection des variables a été effectuée à l'aide d'une procédure qui consiste à introduire d'abord toutes les variables puis à enlever une à une celles qui sont le moins significatives jusqu'à ce que le critère d'information d'Akaike (AIC, Sakamoto et al., 1986) soit minimal. Le coefficient de détermination R² a été utilisé afin d'exprimer le pourcentage de variance de la variable réponse expliqué par chaque modèle. Les variables ont été ensuite classées en fonction de leur influence sur S ou N (influence positive ou négative) et chacune rangée en fonction de l'augmentation de AIC après qu'elle ait été retirée de chaque modèle. La qualité de chaque modèle a enfin été estimée en comparant les valeurs prédites et observées pour S et N. Les graphes-diagnostique incluaient la distribution des résidus et le coefficient standardisé de la déviance résiduelle (Breslow, 1996). La validation statistique de chaque modèle a ensuite été effectuée en effectuant une validation croisée sur individu manquant. Cette technique de ré-échantillonnage par la procédure de bootstrap estime une erreur de prédiction moyenne quand les observations sont enlevées une à une de la matrice de calibration (Davison & Hinkley, 1997). Cette technique de ré-échantillonnage permet d'évaluer statistiquement un modèle de distribution d'espèces quand la collecte de nouvelles données s'avère trop couteuse (Guisan & Tuiller, 2005).



Figure 6. Démarche suivie pour la modélisation spatiale du nombre d'espèce de juvéniles (S) et pour leur abondance (N). Pour chaque étape, la résolution, ou taille du grain, est indiquée entre parenthèses. 1) interprétation de la photographie aérienne et affectation des pixels à l'un des cinq biotopes, 2) définition des caractéristiques des biotopes et mise à l'échelle afin de correspondre aux besoins du modèle, 3) mise à l'échelle des données de bathymétrie afin de correspondre aux besoins du modèle, 4) prédicitons GLM de S et N pour chaque cellule de la grille, 5) simulation de prédiction à haute résolution par ré-échantillonnage TIN (Triangulated Irregular Network).

3.2.5 Spatialisation des prédictions GLM de S et N autour de l'ilot Larégnère

Quatre étapes successives ont été nécessaires pour prédire et cartographier le nombre d'espèces et d'individus juvéniles à partir d'une photographie aérienne de l'ilot Larégnère et de zones adjacentes (Figure 6).

(1) la photographie aérienne à 1,5 m de résolution spatiale à été interprétée, et vérifiée sur le terrain, afin d'affecter des groupes de pixels à chacun des cinq biotopes (corail, algueraie, herbier dense, herbier diffus et sable) ce qui a permis d'obtenir une couche d'information sur les biotopes de 1,2 km² autour de l'ilot. Ce travail a été effectué dans le cadre d'un autre projet ayant pour but de comparer des techniques de cartographies optiques et acoustiques (Dirberg et al. en préparation).

(2) pour chacun de ces six biotopes cartographiés, entre quatre et six quadrats de 1x1 m ont été choisi au hasard pour valider sur le terrain le biotope identifié et pour définir les caractéristiques exactes de chaque biotope. Ceci avait pour but d'obtenir des informations cohérentes avec celles obtenues pour les stations échantillonnées pour les juvéniles. Pour chaque quadrat la profondeur moyenne à été enregistrée, l'hétérogénéité, la rugosité et les pourcentages de recouvrement de sable, débris, corail vivant et mort, herbier et algueraie ont été mesurés.

(3) des profils bathymétriques ont été obtenus pour la zone de 1,2 km² en enregistrant la profondeur le long de dix transects de 300 m de long distribués perpendiculairement au platier et approximativement à 80 m les uns des autres. Les isobathes ont été ensuite interpolées entre transects. Du fait de la pente douce et régulière de la terrasse lagonaire, cet espacement s'est révélé suffisant. Le seul relief topographique significatif a été observé à la limite du platier.

(4) les caractéristiques des biotopes et les profondeurs moyennes ont été ensuite cartographiées à une résolution de 30 m. Le ré-échantillonnage à partir des informations de biotope à 1,5 m de résolution a permis de créer des cellules avec des caractéristiques hétérogènes différentes des cinq biotopes « purs ». Ce ré-échantillonnage a aussi permis de diminuer de manière importante le temps de calcul pour appliquer les GLMs. Pour chacune des cellules de 35x35 m, les GLMs ont été appliqués en utilisant les caractéristiques du biotope contenu dans la cellule et en utilisant les données de vitesse de vent moyennes pour la période d'échantillonnage correspondante. Nous avons ainsi obtenu des valeurs prédites de S et N pour chaque cellule des six grilles, chaque grille correspondant à une période d'échantillonnage.

(5) la carte prédictive qui aurait été obtenue si la description haute résolution avait été conservée a ensuite été simulée en ré-échantillonnant la carte à l'échelle 35 m par la technique du réseau triangulé irrégulié.

Toutes les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel R 2.2.1 (Ihaka & Gentleman, 1996). Les valeurs prédites moyennes ont été cartographiées en utilisant le logiciel MapInfo Professional 7.5.



Figure 7. Distributions des valeurs de S et N observées à chacune des 12 stations et pour toutes les campagnes.

Tableau 5. Résultats des modèles GLM successifs construits avec les variables d'habitat à 0,1-10 km, celles à 10-100 m, ainsi que les variables temporelles, afin de prédire le nombre d'espèces (S) et le nombre d'individus (N) présents comme juvéniles. R^2 est le coefficient de determination du modèle. AIC est le critère d'information de Akaike. Res. Dev. est la déviation résiduelle et dl est le nombre de degrés de liberté.

| Variables | modèle | R^2 | AIC | Res. Dev. | dl | |
|-----------------------|--------|-------|--------|-----------|----|--|
| Spatiales à 0,1-10 km | S | 0.15 | 281.3 | 96.2 | 47 | |
| | Ν | 0.14 | 827.8 | 586.9 | 47 | |
| Spatiales à 10-100 m | S | 0.71 | 236.8 | 37.7 | 40 | |
| | Ν | 0.49 | 624.7 | 369.8 | 40 | |
| Temporelles | S | 0.07 | 290.51 | 103.4 | 46 | |
| | Ν | 0.10 | 850.6 | 607.7 | 46 | |

3.3 Résultats

Un total de 1 752 juvéniles appartenant à 98 taxons et 19 familles ont été observés (voir annexe 1). A chaque station, entre 0 et 18 espèces ont été observées (médiane = 6) et entre 0 et 175 individus (médiane = 14, Figure 7). Les espèces les plus fréquemment observées et les plus abondantes sont *Scarus* sp. (Scaridae), *Lethrinus genivittatus* (Lethrinidae), *Siganus fuscescens* (Siganidae), *Pomacentrus moluccensis* (Pomacentridae) et *Thalassoma lunare* (Labridae). S et N sont significativement corrélés (P<0.001, R²= 0.25). Le test de Dean a confirmé l'hypothèse d'une distribution quasi-Poisson pour les valeurs de S (P<0.05). Inversement le test LRT a mis en évidence une grande dispersion des valeurs de N (P<0.05) pour lesquelles une distribution binomiale négative a donc été supposée.

Les modèles GLM préliminaires construits indépendamment pour les variables d'habitat à 0,1-10 km et à 10-100 m, ainsi que pour les variables temporelles, montrent que les descriptions à l'échelle 10-100 m expliquent 71% de la variabilité de S et 49% de la variabilité de N (Tableau 5). Les descriptions à l'échelle 0,1-10 km n'expliquent qu'un maximum de 15% de la variabilité de S ou N (Tableau 5).

Les meilleurs modèles synthétiques basés sur les variables d'habitat aux deux échelles spatiales et sur les variables temporelles pour prédire S et N contiennent une constante (μ) ainsi que 10 variables communes (huit variables d'habitat à l'échelle 10-100 m et deux variables d'habitat à l'échelle 0,1-10 km et une variable temporelle). Le pourcentage de corail vivant n'est présent que dans le modèle destiné à prédire N.

Les équations sont :

 $S = \mu + \text{position sur le gradient côte-large} + \text{hétérogénéité} + (\text{rugosité})^2 + \log(\text{profondeur}+1) + \text{sable} + \log(\text{débris}+1) + \log(\text{corail mort}+1) + \text{algueraie} + \log(\text{herbier}+1) + \text{vitesse du vent}$

 $N = \mu + \text{position sur le gradient côte-large} + \text{hétérogénéité} + (\text{rugosité})^2 + \log(\text{profondeur}+1) + \text{sable} + \log(\text{débris}+1) + \log(\text{corail mort}+1) + \text{algueraie} + \log(\text{herbier}+1) + \log(\text{corail vivant}+1) + \text{vitesse du vent}$

Tableau 6. Valeurs de la constante est des coefficients associés à chaque variable les modèles GLM prédisant le nombre d'espèce (S) et le nombre d'individus (N). Avec erreur standard (e.s.), valeur de t (t) et probabilité associée (*P*). Les variables ont été rangées en fonction de l'augmentation du critère d'information d'Akaike (Δ AIC) obtenue lorsqu'elle est enlevée du modèle. Pos. Grad. I = position intermédiaire sur le gradient côte-large.

| Modèle | ΔAIC | | valeur | e.s. | t | Р | |
|--------|-------|-------------------------|--------|--------|--------|--------|--|
| S | | | | | | | |
| | | constante | 7.783 | 7.742 | 1.005 | 0.321 | |
| | 9.80 | log(profondeur+1) | -1.391 | 0.371 | -3.745 | <0.001 | |
| | 9.12 | sable | 0.053 | 0.014 | 3.631 | <0.001 | |
| | 8.40 | algueraie | 0.049 | 0.014 | 3.469 | 0.001 | |
| | 7.32 | (rugosité) ² | 0.071 | 0.021 | 3.348 | 0.002 | |
| | 2.60 | log(corail mort+1) | 0.454 | 0.191 | 2.378 | 0.023 | |
| | 2.09 | vitesse du vent | 0.483 | 0.215 | 2.245 | 0.031 | |
| | 1.61 | log(herbier+1) | 0.577 | 0.276 | 2.089 | 0.043 | |
| | 1.34 | Pos. Grad. I | -0.597 | 0.296 | -2.013 | 0.051 | |
| | 1.32 | log(débris+1) | 0.788 | 0.395 | 1.991 | 0.054 | |
| | 0.84 | hétérogénéité | -0.192 | 0.104 | -1.838 | 0.074 | |
| Ν | | | | | | | |
| | | constante | 1.241 | 11.708 | 0.106 | 0.915 | |
| | 11.36 | log(profondeur+1) | -2.474 | 0.637 | -3.881 | <0.001 | |
| | 6.38 | (rugosité) ² | 0.144 | 0.045 | 3.194 | 0.001 | |
| | 5.87 | sable | 0.078 | 0.027 | 2.854 | 0.004 | |
| | 3.87 | Pos. Grad. I | -1.110 | 0.448 | -2.477 | 0.013 | |
| | 2.82 | vitesse du vent | 0.761 | 0.315 | 2.415 | 0.016 | |
| | 2.34 | log(débris+1) | 1.274 | 0.591 | 2.155 | 0.031 | |
| | 1.80 | algueraie | 0.060 | 0.030 | 1.966 | 0.049 | |
| | 1.07 | log(herbier+1) | 0.976 | 0.544 | 1.793 | 0.073 | |
| | 0.95 | log(corail mort+1) | 0.618 | 0.354 | 1.745 | 0.081 | |
| | 0.90 | hétérogénéité | -0.273 | 0.157 | -1.731 | 0.083 | |
| | 0.68 | log(corail vivantl+1) | -0.398 | 0.345 | -1.153 | 0.249 | |



Figure 8. Valeurs observées du nombre d'espèces (S) et du nombre d'individus (N) juvéniles en fonction des valeurs prédites par les modèles GLM. Les triangles correspondent aux stations dans le biotope « corail », les cercles à celles dans le biotope « algueraie » et les carrés aux stations dans le biotope « herbier ». Les symboles remplis en blanc correspondent à l'ilot Larégnère, ceux en noir à l'ilot Canard. La ligne de pente 1 passant par 0 est tracée pour référence. R^2 est le coefficient de détermination du modèle.

Les coefficients pour chaque variable (Tableau 6) permettent de différencier les variables qui ont une influence négative sur S ou N (valeurs négatives) de celles qui ont un effet positif (valeurs positives). La profondeur semble être la variable la plus importante influençant négativement N et S. La position au large sur le gradient côte large a aussi un effet négatif sur S et N. La vitesse moyenne du vent est la seule variable temporelle à avoir été retenue.

Les modèles GLM synthétiques expliquent 75% de la variabilité de S et 52% de la variabilité de N (Figure 8). Les valeurs les plus élevées des nombres d'espèces et d'individus ont été observées et prédites pour les stations situées dans les habitats coralliens autour de l'ilot Canard ; les valeurs les plus faibles ont été observées pour les stations dans les habitats d'herbiers autour de l'ilot Larégnère (Figure 8). Dans les herbiers, des nombres importants de juvéniles ont parfois été observés mais les modèles GLM n'ont pas été capables de prédire précisément ces observations.

Si l'on considère les données dans leur totalité, l'erreur moyenne est de 1,5 espèce pour S et 9,5 individus pour N alors que la validation croisée a donné une erreur de prévision moyenne de 2,0 espèces pour S et 12,2 individus pour N. Par comparaison, la déviation standard observée pour S est de 4,2, celle pour N est de 28,1.

La cartographie du nombre d'espèces et d'individus prédits par les modèles GLM en chaque cellule de la grille autour de l'ilot Larégnère montre que les valeurs les plus élevées de S et N peuvent être attendues sur une bande étroite à la limite de la terrasse lagonaire peu profonde (Figure 9). Dans cette zone, qui représente moins de 5% de la surface cartographiée autour de l'ilot, les modèles prédisent entre 30 et 90 individus de 5 à 15 espèces par surface de 80 m² suivant la profondeur. Ces nombres diminuent avec la distance à l'ilot et avec la profondeur. Pour une gamme de profondeurs donnée, les valeurs prédites de S et N augmentent sur le gradient zones de sable - herbiers – algueraies, ces dernières n'étant présentes que dans les zones profondes. Les variations temporelles de vitesse mensuelle moyenne du vent induisent une variation standard dans les prédictions des modèles de 0,33 espèces et 0,51 individus.

3.4 Discussion

Le premier résultat important de cette étude est qu'une combinaison de variables environnementales enregistrées à différentes échelles permet d'expliquer jusqu'à 75% de la variabilité du nombre d'espèces et 52% du nombre d'individus d'espèces récifales au stade juvénile. Ces valeurs sont comparables à celles obtenues avec des modèles destinés à expliquer la richesse spécifique et l'abondance de poissons adultes (Ault & Johnson, 1998b ; Holbrook et al., 2002 ; Chittaro, 2004 ; Mellin et al., 2006). Une différence notable entre nos modèles et ceux pour les adultes est que nous avons dû inclure une variable temporelle pour prendre en compte la variabilité temporelle des assemblages de juvéniles. Une variabilité temporelle saisonnière a déjà été mise en évidence sur les stades larvaires en



Figure 9. (A) Image aérienne originale de l'ilot Larégnère pour laquelle chaque pixel a été associé à un biotope co : corail, he : herbier, al : algueraie et sa : sable. (B) prédictions du nombre d'espèces de juvéniles par cellule de 80m². (C) simulation haute résolution du nombre d'espèces à partir du ré-échantillonnage des cellules de 80m2. (D) simulation haute résolution du nombre d'individus à partir du ré-échantillonnage des cellules de 80m2.

Nouvelle-Caldonie (Carassou & Ponton, 2007) et sur les juvéniles à des latitudes identiques (Robertson & Kaufmann, 1998). A l'opposé, les récentes variations temporelles mises en évidence sur les assemblages d'adultes en Nouvelle-Calédonie sont plutôt expliquées par des différences interannuelles dans l'environnement ou par des évènements catastrophiques de type cyclone (Wantiez et al., 2006). Ce type d'évènement n'a jamais été pris en compte dans des modèles destinés à prédire le nombre d'espèces et d'individus adultes dans une communauté. Ceci confirme tout d'abord que l'échelle de temps à laquelle un assemblage de poissons doit être étudié varie avec le stade de développement. Cela souligne aussi que le coût engendré pour collecter des données sur les juvéniles de poissons est beaucoup plus important que pour les poissons adultes puisque l'échantillonnage doit être répété régulièrement sur plusieurs saisons. Ces coûts plus importants rendent les modèles spatialement explicites encore plus prometteurs et rentables en terme de rapport information/coût pour les juvéniles que pour les adultes. En effet ces modèles utilisent des données ponctuelles parcimonieuses pour prédire les caractéristiques d'assemblages à des endroits pour lesquels, ou à des moments durant lesquels, collecter cette information sur le terrain reviendrait trop cher.

Cette étude met aussi en évidence l'importance de prendre en compte des variables à différentes échelles spatiales, particulièrement les plus petites, pour prédire la richesse spécifique et l'abondance des juvéniles. D'une manière similaire, Ault & Johnson (1998b) ont montré qu'ils pouvaient expliquer jusqu'à 82% des variations de richesse spécifique d'adultes à Heron Island (Great Barrier Reef) en ajoutant des caractéristiques du micro-habitat à leurs régressions multiples. Si la considération de variables environnementales à différentes échelles semble obligatoire pour obtenir des modèles robustes, l'identification des variables les plus importantes est souvent un problème crucial (Guisan & Tuiller, 2005) qui n'avait d'ailleurs jamais été abordé pour les assemblages de jeunes poissons jusqu'à présent. Notre étude prouve que les nombres d'espèces et d'individus présents au stade juvéniles dans les habitats coralliens sont expliqués en grande partie par les facteurs à l'échelle 10-100 m. Une des conséquences directes est que les modèles ont besoin d'être alimentés par des informations spatialement denses sur les caractéristiques d'habitat. Les cartes d'habitat sont l'outil adéquat pour décrire les mosaïques d'habitats dans lesquels algueraies, herbiers, corail et type de fonds se mélangent à une petite échelle (Andréfouët et al., 2003a). Il est intéressant de noter que bien que nous ayons trouvé une relation positive, mais non linéaire, entre S et N, nous avons démontré que ces deux paramètres ne sont pas influencés par les mêmes caractéristiques d'habitat. Le pourcentage de corail vivant est en effet apparu comme une variable importante pour prédire l'abondance des juvéniles mais pas leur richesse spécifique. Ceci est expliqué par la présence de bancs monospécifiques de grande taille de juvéniles de Pomacentridae comme Pomacentrus moluccensis ou Chromis viridis qui se trouvent de manière privilégiés dans les habitats coralliens. Ainsi le pourcentage de corail vivant a un effet important sur le nombre d'individus mais plus faible sur le nombre d'espèces (Ault & Johnson, 1998a ; Lecchini et al., 2006).

Il est intéressant de noter que la plupart des variables environnementales enregistrées à une grande échelle spatiale n'ont pas été retenues dans les modèles destinés à prédire la richesse spécifique et le nombre de juvéniles. Alors qu'il a été démontré que l'exposition au vent est un bon prédicteur de la diversité béta des poissons aux Caraïbes (Harborne et al., 2006), ce facteur n'a pas été détecté comme important pour prédire S ou N autour des deux ilots. La direction du vent n'a pas été retenue non plus mais cela est plus compréhensible puisque les alizés soufflent de l'est sud-est la plupart du temps en Nouvelle-Calédonie (Douillet et al., 2001). La position sur le gradient côte-large est la seule variable retenue par les deux modèles probablement parce qu'elle est corrélée au degré d'exposition aux alizés, l'ilot Canard étant plus protégé (Figure 2). Le fait que la vitesse du vent soit un facteur important dans chacun des modèles semble indiquer que la circulation lagonaire, largement sous l'influence de la vitesse du vent (Douillet et al., 2001), pourrait contrôler la distribution des juvéniles probablement à travers la distribution des larves avant qu'elles ne s'installent. L'influence de la circulation à grande échelle sur les patrons de distributions des juvéniles est un axe de recherche qu'il faudra donc développer à l'avenir. Les trajectoires des larves pélagiques ont été largement étudiées pour différents récifs (Codling et al., 2004; Brown et al., 2005 ; Francis et al., 2005). Néanmoins, le succès de ces études a été réduit par la difficulté à modéliser le comportement des larves, incluant leur éventuelle nage active et leurs déplacements non aléatoires. Évaluer comment les caractéristiques de la colonne d'eau peuvent améliorer les prévisions de richesses spécifiques et d'abondances de juvéniles pourrait aider à discriminer l'importance relative de la dispersion passive par les courants et de la sélection active d'habitats adéquats lors de l'installation. Dès lors qu'un modèle 3D de production couplé à un modèle de circulation existe pour le lagon SO de Nouvelle-Calédonie, il devrait être possible de prendre en compte les caractéristiques de la colonne d'eau à une grande échelle ainsi que des temps de résidence (Pinazo et al. 2004, Jouon et al. 2006).

Utiliser des modèles de distribution est souvent considéré comme un moyen efficace d'apporter des informations supplémentaires aux campagnes d'échantillonnage afin de déterminer les priorités en terme de conservation des habitats (Guisan & Zimmermann, 2000 ; Binzenhöfer et al., 2005 ; Latimer et al., 2006). Cartographier les valeurs prédites par les modèles à partir de données de télédétection autour de l'ilot Larégnère a permis de mettre en évidence que les plus fortes valeurs de S et N peuvent être attendues sur une bande de faible largeur à la limite du plateau récifal. Cette zone, qui représente moins de 5% de la surface totale couverte par les différents biotopes étudiés, incluse des zones coralliennes et les herbiers adjacents. Les trous et cavités qui caractérisent les zones coralliennes (et qui leur donne une forte rugosité) sont supposés fournir au juvéniles de poissons un abri contre la prédation et donc augmenter leur richesse spécifique et leur abondance (Adams et al., 2004 ; Almany, 2004). Parallèlement, la prédation est plus intense dans les colonies coralliennes (Chittaro et al., 2004). C'est pourquoi les herbiers sont généralement considérés comme étant de meilleures zones de nourricerie (Cocheret de la Morinière et al., 2002 ; Nagelkerken et al., 2006). De plus les herbiers

sont plus aptes à intercepter des larves planctoniques que les zones coralliennes du simple fait qu'ils couvrent des surfaces plus grandes (Parrish, 1989). A ce stade, il est difficile de conclure sur les rôles respectifs des zones coralliennes et des herbiers du fait que des variables synthétiques comme S ou N ne peuvent révéler des patrons spécifiques qui peuvent parfois entièrement contrôler le fonctionnement d'un écosystème (Bellwood et al., 2006). Notre modèle doit donc être considéré comme une première étape préparant le terrain pour des recherches plus spécifiques reliant par exemple des cartes d'habitat à la distribution d'espèces, ou de groupes fonctionnels, de juvéniles et à leur croissance.

En conclusion, cette partie a permis de montrer qu'il est possible de développer des modèles spatialement explicites de la distribution des juvéniles de poissons à partir (1) de modèles GLM reliant des observations ponctuelles à des données environnementales, (2) d'informations obtenues par télédétection mises à l'échelle requise par les modèles, (3) de l'application de ces modèles en chaque point de la grille. Trois résultats importants ont été obtenus : (i) les variables d'habitat à une petite échelle spatiale peuvent expliquer une grande part, jusqu'à 71%, des variations observées de richesse spécifique de juvéniles poissons récifaux, (ii) quand une combinaison de facteurs environnementaux à différentes échelles est utilisé, ce chiffre peut atteindre 75%, et (iii) le couplage de données obtenues par télédétection, d'outils SIG, et de prédictions basées sur des observations ponctuelles peut permettre d'obtenir des informations spatialement explicites à une résolution difficilement accessible à l'aide des méthodes traditionnelles d'échantillonnage. L'approche que nous avons développée est donc particulièrement adaptée pour les juvéniles de poissons puisque le coût pour obtenir des données est plus élevé que pour les adultes. La démarche proposée dans cette étude est basée sur des sites de taille restreinte étudiés durant une relative courte période mais elle peut être appliquée à d'autres échelles spatio-temporelles, d'autres sites et aussi d'autres groupes faunistiques à condition 1) qu'il existe une relation forte entre les variables à prédire et les variables environnementales, 2) que les modèles soient construits à l'échelle des facteurs environnementaux qui influencent le plus les communautés.

| Catégories de variables | Variable | Unité | Auteurs |
|--------------------------|---|-------------------------|--------------------------------|
| | | | |
| Habitat/ | Distance à la côte | m | Srinivasan, 2003 |
| méso-échelle | Hauteur d'eau à la base de la colonie | m | Srinivasan, 2003 |
| (1-10 m) | Distance avec la colonie la plus proche | m | Holbrook et al., 2002 |
| Habitat/ | | | |
| micro-échelle | Longueur de la colonie | mm | Holbrook et al., 2000 |
| (0.1-1m) | Largeur de la colonie | mm | Holbrook et al., 2000 |
| | Hauteur de la colonie | mm | Holbrook et al., 2000 |
| | Surface totale de la colonie | mm ² | Chancerelle, 2000 |
| | Volume total de la colonie | mm ³ | Holbrook et al., 2000 |
| | Surface de corail | mm ³ | Todd et al., 2001 |
| | Surface de corail vivant | % | Holbrook et al., 2002 |
| | Profondeur maximale | mm | Holbrook et al., 2000 |
| | des anfractuosités | | |
| | Volume des anfractuosités | mm ³ | Holbrook et al., 2002 |
| | Diamètre maximal des branches | mm | Todd et al., 2004 |
| | Diamètre minimal des branches | mm | Todd et al., 2004 |
| | Espacement entre les branches | mm | Kaandorp et Garcia Leiva, 2004 |
| Assemblage | Abondance en conspécifiques | nb parunité de surface | Ohman et al., 1998 |
| de poissons résidents | Adondance en hétérospécifiques | nb par unité de surface | Carr et Hixon, 1995 |

| Tableau | 7 Facteurs | spatiaux | cités dans | s la | littérature | comme | influençant | la | sélection | de | l'habitat à | l'installation. |
|---------|------------|----------|------------|------|-------------|-------|-------------|----|-----------|----|-------------|-----------------|
|---------|------------|----------|------------|------|-------------|-------|-------------|----|-----------|----|-------------|-----------------|

4. Partie 3 : habitat des juvéniles d'une espèce à l'échelle d'une baie⁵

4.1 Contexte

Comme pour la majorité des poissons coralliens, le cycle de vie de *Pomacentrus moluccensis* (Pomacentridae) comprend une phase larvaire pélagique, suivie par les phases juvénile et adulte récifales et sédentaires. A la fin de la phase larvaire, intervient l'installation, moment au cours duquel les larves colonisent le récif corallien et y sélectionnent un habitat pour s'y métamorphoser (Victor, 1991 ; Mora & Sale, 2002 ; Lecchini & Galzin, 2003). Une forte mortalité intervient au cours de l'installation car les juvéniles sont alors très susceptibles à la prédation (Carr & Hixon, 1995). La qualité du refuge vis-à-vis des prédateurs est donc un paramètre important pour la survie qui influence par conséquent la distribution des juvéniles après l'installation.

L'installation chez les Pomacentridae est conditionnée par plusieurs facteurs extrinsèques incluant à la fois des facteurs temporels et spatiaux, biotiques et abiotiques. La plupart des études ayant considéré les variations temporelles dans les patrons d'installation mettent en évidence l'importance de l'échelle du mois lunaire avec un flux larvaire beaucoup plus important autour de la nouvelle lune (Dufour & Galzin, 1992). Plusieurs facteurs spatiaux, incluant notamment les caractéristiques de l'assemblage des poissons résidents et de l'habitat, ont été cités dans la littérature pour influencer la sélection de l'habitat à l'installation (Tableau 7).

Des relations semblent exister entre des facteurs intrinsèques tels que la croissance pélagique et la sélection d'un habitat à l'installation. En effet, à un âge donné, les larves de petite taille s'installeraient préférentiellement, et le plus tôt possible, dans de petites colonies coralliennes relativement profondes, offrant des zones de refuge immédiates. Les larves de plus grande taille nageraient un peu plus loin pour aller occuper des colonies de plus grande taille et moins profondes. Cette hypothèse, suggérée pour expliquer les distributions des jeunes *Anthias* dans le golfe d'Aqaba (Shapiro, 1987), n'a néanmoins jamais été vérifiée par la suite.

Par ailleurs, les caractéristiques de l'habitat sélectionné par les juvéniles lors de l'installation influencent leur croissance et leur survie. Ainsi, les juvéniles ayant une croissance élevée, et donc une probabilité de survie maximale, sont ceux qui s'installent préférentiellement dans les colonies de plus grande taille (Shapiro, 1987). De même, certains hétérospécifiques résidents peuvent influer sur les performances de croissance et de survie de *P. moluccensis* (Nemeth, 1998) puisqu'ils sont des compétiteurs potentiels du fait de la similitude des régimes trophiques (Kulbicki, 1997).

⁵ Cette partie correspond au rapport de stage de Arnaud Grüss, élève ENSAR en césure dont le titre du stagé était « Sélection de l'habitat à l'installation par les juvéniles de *Pomacentrus moluccensis* (Pomacentridae): influence sur la croissance et la survie »



Figure 10. Boîtier étanche contenant l'appareil photographique ainsi que le système constitué de deux niveaux à bulle permettant un cadrage précis.

La présente étude avait pour but de répondre à trois questions :

- Quelles sont les caractéristiques de l'habitat sélectionné par les larves de *Pomacentrus* moluccensis à l'installation ?
- 2) Des larves présentant des croissances pélagiques différentes sélectionnent-elles des habitats différents à l'installation ?
- 3) La croissance et la survie post-installation des juvéniles *P. moluccensis* de sont-elles influencées par les caractéristiques de l'habitat ?

Pour répondre à ces questions, une étude pilote a tout d'abord été conduite pour permettre la description des colonies coralliennes à partir de photographies sous-marines. Cette technique a ensuite été utilisée pour réaliser une description de l'habitat des poissons. Enfin, l'abondance et la croissance des juvéniles de *P. moluccensis* ont été estimées et mises en relation avec les caractéristiques de l'habitat et la composition des assemblages de poissons résidents.

4.2 Étude pilote : description de colonies coralliennes à partir de photographies sous-marines

4.2.1 Matériel et méthodes

La présente étude pilote, réalisée en laboratoire, avait pour but de comparer des mesures effectuées à partir de photographies avec une méthode de mesure classique. L'objectif principal était d'évaluer comment la précision des mesures de chaque variable varie avec le nombre de photographies utilisées.

Matériel biologique

Trois colonies coralliennes, collectées en baie des Citrons, ont été utilisées dans cette étude pilote. Elles appartiennent au même genre *Acropora* que les colonies coralliennes de l'étude in situ, présentent les mêmes formes de croissance (branchue ou digitée), mais sont de plus petite taille.

Les trois colonies coralliennes exemptes de leurs tissus vivants (après immersion de 18h dans une solution d'eau de javel à 1.3% de chlore actif et séchage à l'air) ont été vernies afin de les rendre non poreuses et d'éliminer d'éventuelles différences de propriétés de surface (Harrod & Hall, 1962). Une couche de vernis ébénisterie incolore a été appliquée sur le squelette des colonies à l'aide d'un pinceau. Après un séchage de 18 h, l'imperméabilité du squelette a été contrôlée en vérifiant l'absence de bulles d'air lors d'une immersion dans de l'eau (Chancerelle, 2000).

Matériel photographique

Toutes les photographies ont été prises à l'aide d'un appareil photographique numérique Canon[™] PowerShot S80- 8 mégapixels, placé dans un boîtier étanche WP-DC1. Un système constitué de deux niveaux à bulle a été monté sur le boîtier étanche afin de réaliser un cadrage précis (Figure 10).



Figure 11. Photographies prises respectivement de dessus et de côté des colonies 1(a et b), 2 (c et d) et 3 (e et f)



Figure 12. Les régions de mesure idéales sont définies sur la photographie comme étant les régions de la colonie où les branches sont perpendiculaires à l'appareil photographique.

Figure 13. Contours des extrémités des branches dans une zone aléatoirement sélectionnée à l'intérieur d'une région de mesure idéales.

Mesures préliminaires

Pour chaque colonie corallienne, la hauteur (h, en cm) a été mesurée à l'aide d'une règle graduée. La profondeur des anfractuosités de la colonie (Pa, en cm), définie par la moyenne des profondeurs de dix anfractuosités sélectionnées au hasard sur chaque colonie, a été mesurée à l'aide d'une tige fine graduée (Holbrook et al., 2000).

Méthode de prises de vue

Pour chaque colonie corallienne, dix photographies ont été prises de dessus, afin d'obtenir des images du plan horizontal de la colonie et dix sur un des côtés, afin d'obtenir des images du plan vertical de la colonie. L'utilisation des niveaux à bulle et de l'option quadrillage de l'appareil photographique a permis le cadrage des colonies dans les deux plans. Pour les photographies prises de dessus, une règle graduée était placée dans le même plan horizontal que celui du sommet de la colonie. Pour les photographies prises de côté, une règle graduée était placée dans le premier plan vertical de la colonie (Figure 11). Toutes les photographies ont été prises en réglage Auto 400 ISO (sensibilité maximale) pour produire des images de 3264x2448 pixels.

Mesures à partir des photographies

Chaque photographie a tout d'abord été calibrée en définissant le nombre de pixels par centimètre. Les régions de mesure idéales ont été définies pour chaque photographie comme étant les régions de la colonie qui sont dans un même plan et dont les branches sont perpendiculaires à l'appareil photographique (Figure 12).

Dans le plan horizontal, la surface totale de la colonie a été délimitée par sélection manuelle et son aire (Sestimée en cm²) a été mesurée. En multipliant Sestimée par la hauteur h, le volume total (Vestimé en cm³) a été calculé. Sur chaque photographie, une zone a été aléatoirement sélectionnée au niveau des régions de mesure idéales. Dans cette zone, les contours des extrémités des branches de la colonie ont été délimités (Figure 13). La surface cumulée des extrémités des branches dans cette zone a été ramenée à la surface totale de la colonie pour définir la surface totale de corail dans le plan horizontal (Sch en cm²). La différence Sestimée-Sch définit la surface totale des anfractuosités dans le plan horizontal (Sa, en cm²). Les anfractuosités dans la colonie ont été assimilées à des cylindres de surface Sa, dont la hauteur correspond à Pa ce qui a permis de calculer le volume théorique des anfractuosités (Vaestimé en cm³) (Holbrook et al., 2000). L'indice de refuge théorique (IRTestimé) est ensuite estimé en calculant le rapport Vaestimé/Vestimé.

Dans le plan vertical, une zone a été aléatoirement sélectionnée au niveau des régions de mesure idéales. Dans cette zone, les contours des extrémités des branches de la colonie ont été délimités. La surface cumulée des extrémités des branches dans cette zone (Scw en cm²) a été évaluée puis le rapport entre cette surface et celle de la zone sélectionnée a été calculé pour estimer le pourcentage de corail dans le plan vertical (Cv en %). Toutes les analyses de photographies ont été réalisées à l'aide du logiciel Image J.

<u>Mesures rélles</u>

Chaque colonie corallienne vernie a ensuite été enveloppée dans deux couches de papier cellophane. Le film a été appliqué de sorte à mouler étroitement la surface de la colonie afin de supprimer les anfractuosités de la colonie (Marsh, 1970). Le volume total de chaque colonie (Vréel en cm³) a été ensuite déterminé en mesurant le volume d'eau déplacé (Eleftheriou & McIntyre, 2005). Pour mesurer le volume d'eau déplacé, chaque colonie a été placée dans un contenant de volume connu Vcontenant (en cm³). De l'eau a ensuite été ajoutée, afin que le volume du contenant soit totalement occupé. Le volume d'eau ajouté (Ve en cm³) a été mesuré à l'aide d'éprouvettes graduées de 1L et 250 mL. Enfin, la différence Vréel=Vcontenant-Ve a calculée. La procédure a été renouvelée sans l'emballage cellophane afin de déterminer le volume d'eau déplacé par le volume de corail de la colonie (Vcréel, en cm³), la différence Vréel-Vcréel définissant son volume d'anfractuosités (Varéel, en cm³). Ces deux manipulations ont été répétées dix fois pour chaque colonie et l'indice de refuge théorique réel (IRTréel) a été calculé en faisant le rapport Varéel/Vréel à chaque fois.

Analyses des données

Les analyses ont porté sur la précision et l'exactitude des données obtenues. La précision (P) réfère à la variabilité des valeurs mesurées. Plus la variabilité autour de la moyenne des valeurs mesurées est faible, meilleure est la précision (Andrew & Mapstone, 1987 ; Abdo et al., 2006). La précision peut être exprimée comme le rapport de l'écart-type sur la moyenne. La précision est ainsi meilleure quand l'écart-type est faible par rapport à la moyenne et la précision diminue quand le rapport augmente. L'exactitude (Æ) correspond au rapport de la valeur estimée sur la valeur réelle : les valeurs supérieures à 1 correspondent à des surestimations et celles inférieures à 1 à des sous-estimations (Abdo et al., 2006).

Pour chacune des variables étudiées dans le plan horizontal, les résultats des mesures à partir de photographies et des mesures réelles ont été comparés. Les précisions des deux méthodes de mesures ont été calculées pour chaque variable, pour chacune des colonies et en moyenne sur l'ensemble des colonies, puis comparées entre elles.

La précision et l'exactitude (mise à part celle de Cv) de chacune des variables étudiées ont été calculées pour un nombre de photographies allant de 2 à 9. Les calculs ont été à chaque fois répétés sur huit combinaisons de n photographies. Pour un nombre donné de photographies, l'exactitude moyenne et la précision moyenne ont été calculées en faisant la moyenne sur les huit combinaisons.



Figure 14. Mesures réelles et estimations du volume total V (a et b), du volume d'anfractuosités Va (c et d) et de l'Indice de Refuge Théorique IRT (e et f).

Tableau 8. Précision (P) obtenue pour le volume total (V), le volume d'anfractuosités (Va) et l'indice de refuge théorique (IRT) avec chacune des deux méthodes de mesures.

| | Colonie 1 | Colonie 2 | Colonie 3 | Moyenne |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|---------|
| P(V réel) | 0.041 | 0.053 | 0.034 | 0.045 |
| P(V _{estimé}) | 0.033 | 0.021 | 0.014 | 0.023 |
| P(Va _{réel}) | 0.084 | 0.086 | 0.089 | 0.086 |
| P(Va _{estimé}) | 0.059 | 0.042 | 0.037 | 0.046 |
| P(IRT _{réel}) | 0.086 | 0.113 | 0.066 | 0.088 |
| P(IRT estimé) | 0.061 | 0.048 | 0.034 | 0.048 |



Figure 15. Exactitude (\mathcal{E}) des estimations du volume total, du volume d'anfractuosités et de l'indice de refuge théorique pour les colonies 1, 2 et 3.

Figure 16. Relations entre valeurs estimées et valeurs réelles pour dix mesures de V (Volume total), Va (Volume d'anfractuosités) et IRT (Indice de Refuge Théorique). La droite passe par l'ensemble des points idéaux pour lesquels $\mathcal{E}=1$. Les points situés au-dessus de cette droite correspondent à des surestimations de la variable mesurée. Les points situés en dessous de cette droite correspondent à des sous-estimations de la variable mesurée.



Figure 17. Précision sur les mesures du volume total, du volume d'anfractuosités, de l'indice de refuge théorique et du pourcentage de corail dans le plan vertical en fonction du nombre de photographies pour les colonies 1, 2 et 3.

Pour chacun des deux plans, le nombre minimum de photographies pour estimer l'ensemble des variables avec une précision élevée (nmin) a été ensuite déterminé. Enfin, un test de comparaison des distributions de Kolmogorov-Smirnov entre les précisions obtenues avec n= nmin photographies et celles obtenues avec n=9 photographies a été réalisé.

4.2.2 Résultats

Comparaisons des deux méthodes de mesures

Les colonies 1 et 2 ont le même volume réel alors que celui de la colonie 3 est plus élevé (Figure 14a). La colonie 1 possède un volume d'anfractuosités réel et un IRT réel inférieurs à ceux de la colonie 2, euxmêmes inférieurs à ceux de la colonie 3 (Figure 14c et e). Les résultats des estimations confirment ces tendances (Figure 14b, d et f).

Que ce soit pour une colonie en particulier ou en moyenne sur l'ensemble des colonies, les mesures de chacune des variables étudiées dans le plan horizontal à partir des photographies offrent une meilleure précision que les mesures réelles (Tableau 8).

Evaluation de la méthode de mesures à partir de photographies

Quelle que soit la variable étudiée dans le plan horizontal, le nombre de photographies influence peu l'exactitude moyenne de la mesure, qui est élevée et varie entre 0,85 et 1,13. L'exactitude moyenne dépend davantage du type de colonie corallienne étudiée que du nombre de photographies. En revanche, l'écart-type autour de l'exactitude moyenne est d'autant plus faible que le nombre de photographies est important (Figure 15). De manière générale, la méthode de mesures à partir de photographies tend à sous-estimer légèrement V et à surestimer légèrement Va et IRT (Figure 16).

Quelle que soit la variable étudiée, le nombre de photographies influence peu la précision moyenne sur la mesure. Quelles que soit la colonie, la variable étudiée et la combinaison de photographies, la précision moyenne est élevée (inférieure ou égale à 0.115). En revanche, l'écart-type autour de la précision moyenne est d'autant plus fort que le nombre de photographies est faible (Figure 17).

Avec nmin= 5 photographies, en considérant la colonie pour laquelle la précision est la plus faible (Colonie 1), le volume est estimé avec une précision de 0.029 ± 0.007 , le volume d'anfractuosités avec une précision de 0.020 ± 0.007 et l'indice de refuge théorique avec une précision de 0.055 ± 0.013 . Ainsi, avec 5 photographies, l'ensemble des variables décrites dans le plan horizontal est estimé avec une précision moyenne d'au moins 0.055 ± 0.013 (i.e. avec une précision élevée). En suivant la même démarche, en considérant ici la colonie 2, avec nmin =5 photographies, le pourcentage de corail dans le plan vertical est estimé avec une précision d'au moins 0.045 ± 0.009 (i.e. avec une précision élevée). Les distributions des précisions obtenues avec nmin et de celles obtenues avec n=9 photographies ne sont pas significativement différentes (Test de Kolmogorov-Smirnov – p >0.05).

4.2.3 Conclusions

La méthode de mesures à partir de photographies offre une exactitude et une précision élevées. Elle tend à sous-estimer légèrement le volume total de la colonie corallienne et à surestimer légèrement le volume d'anfractuosités et l'indice de refuge théorique. Elle offre une précision plus élevée que les méthodes de mesures classiques qui sont destructives et longues à réaliser (Talge, 1992 ; Duckworth et al., 1997 ; Abdo et al., 2006). De plus, cette méthode de mesures est simple et peu coûteuse. Elle répond donc aux besoins de notre étude. En outre, la précision offerte par cette méthode de mesures est d'autant meilleure que le nombre de photographies est élevé. Cinq photographies au minimum sont nécessaires pour estimer chacune des variables dans les deux plans de la colonie avec une précision élevée.

4.3 Description de l'habitat à micro-échelle

4.3.1 Site d'étude

L'étude réalisée en baie des Citrons (Figure 2) est basée sur la description des colonies coralliennes qui abritent les poissons. Cette description a été menée à partir d'analyses de photographies sous-marines, méthode a été choisie pour son caractère non-destructif et la possibilité qu'elle offre d'études répétées sur une même colonie (Nagelkerken & Bak, 1998 ; Todd et al., 2004). Comme cette approche peut être consommatrice en temps (Bythell et al., 2001), le temps investi pour réaliser l'ensemble des mesures à partir de photographies a également été évalué dans la présente section.

4.3.2 Matériel et méthodes

Mesure des caractéristiques de l'habitat à micro-échelle

Les caractéristiques à micro-échelle de chaque colonie corallienne ont été décrites d'une part *in situ* et d'autre part à partir de photographies sous-marines. *In situ*, les colonies ont été décrites selon leur forme de croissance (branchue, digitée ou tabulaire). La hauteur de la colonie (h, en m) a été mesurée. La profondeur des anfractuosités de l'agrégat (Pa, en mm) a été définie par la moyenne des profondeurs de dix anfractuosités sélectionnées au hasard sur chaque colonie et mesurées à l'aide d'une tige fine graduée (Holbrook et al., 2000).

Les autres variables caractéristiques de la structure de l'habitat à micro-échelle ont été estimées à partir de l'analyse de cinq photographies sous-marines selon la méthode décrite dans la section précédente. Une échelle de référence réglable (règle graduée de 1 m de long fixée sur un pied gradué réglable de 80 cm de haut, Figure 18) a été insérée dans chacune des photographies réalisées. Pour les photographies prises de dessus, l'échelle de référence a été placée dans le même plan horizontal que celui du sommet de la colonie. Pour les photographies prises de côté, le pied gradué de l'échelle de référence a été placé dans le premier plan vertical de la colonie.



Figure 18. Echelle de référence réglable.



Figure 19. Estimation de la longueur L et de la largeur l à partir d'une projection de la colonie corallienne dans le plan horizontal.



Figure 20. Estimation du diamètre maximal (Dmax) et du diamètre minimal (Dmin) d'une branche à partir d'une projection de la colonie corallienne dans le plan horizontal.

Figure 21. Estimation de l'espacement entre deux branches (e) à partir d'une projection de la colonie corallienne dans le plan horizontal.



Le volume total de la colonie (V en cm³), la surface d'anfractuosités dans le plan horizontal (Sa en cm), le volume d'anfractuosités dans le plan horizontal (Va en cm³), l'indice de refuge théorique (IRT), le pourcentage de corail dans le plan horizontal (Ch en %) et le pourcentage de corail dans le plan vertical (Cv en %) ont été calculés selon la méthode définie dans l'étude pilote (cf. 4.2).

Le diamètre maximal (Dmax en mm) et le diamètre minimal (Dmin en mm) des branches ont été mesurés dans le plan horizontal en effectuant une moyenne sur 10 branches par photographie (Todd et al., 2004, Figure 20).

Sur chaque photographie dans le plan horizontal, cinq paires d'extrémités de branches de corail adjacentes ont été sélectionnées au hasard à l'intérieur des régions de mesure idéales. Pour chaque paire, un cercle ayant pour centre le centre d'une des deux extrémités et passant par le centre de l'autre a été tracé. L'espacement entre deux branches correspond au rayon de ce cercle (Kaandorp at Garcia Leiva, 2004, Figure 21). Puis, pour chaque photographie, l'espacement moyen entre deux branches (e en mm) a été calculé. Pour chacune de ces variables, la moyenne des valeurs sur les différentes photographies a défini la valeur pour la colonie.

Toutes les photographies ont été prises à l'aide d'un appareil photographique numérique Canon[™] PowerShot S80- 8 mégapixels, placé dans un boîtier étanche WP-DC1, et équippé d'un système constitué de deux niveaux à bulle afin de réaliser un cadrage précis (Figure 10). L'ensemble des analyses de photographies a été réalisé à l'aide du logiciel ImageJ.

| Abréviation | Variable | Unité | Plan de la colonie |
|-------------|--|-----------------|--------------------|
| L | Longueur de la colonie | mm | Horizontal |
| I | Largeur de la colonie | mm | Horizontal |
| S | Surface totale de la colonie | Cm ² | Horizontal |
| Ch | Pourcentage de corail dans le plan horizontal | % | Horizontal |
| Sv/S | Surface de corail vivant/surface totale | | Horizontal |
| Sa | Surface d'anfractuosités dans le plan horizontal | Cm ² | Horizontal |
| V | Volume total théorique | cm³ | Horizontal |
| Va | Volume total des anfractuosités | cm³ | Horizontal |
| IRT | Indice de refuge théorique | | Horizontal |
| Dmax | Diamètre maximal des branches | mm | Horizontal |
| Dmin | Diamètre minimal des branches | mm | Horizontal |
| e | Espacement entre les branches | mm | Horizontal |
| Cv | Pourcentage de corail dans le plan vertical | % | Vertical |

Tableau 9. Caractéristiques de l'habitat estimées à micro-échelle dans la présente étude.



Figure 22. ACP sur les 13 variables d'habitat. a : valeurs propres, b : cercle de corrélations, c : projection des 19 colonies sur le premier plan factoriel.

Tableau 10. Mesures pour chacune des colonies coralliennes étudiées. Avec : L=longueur, l=largeur, S=surface totale, Sa=surface d'anfractuosités, V=volume total, Va=volume d'anfractuosités, Dmax=diamètre maximal des branches, Dmin=diamètre minimal des branches, e=espacement entre les branches, IRT=indice de refuge théorique, Sv/S=rapport surface de corail vivant/surface totale, Ch=pourcentage de corail dans le plan horizontal et Cv=pourcentage de corail dans le plan vertical.

| N° colonie | L (mm) | l (mm) | S (cm²) | Sa (cm²) | V (cm³) | Va (cm³) | Dmax (mm) | Dmin (mm) | e (mm) | IRT | Sv/S Ch (%) | Cv (%) |
|------------|--------|--------|---------|----------|----------|----------|-----------|-----------|--------|------|-------------|--------|
| 9 | 415.5 | 401.0 | 1129.8 | 526.7 | 31635.5 | 6583.9 | 7.00 | 6.25 | 9.90 | 0.21 | 1.00 0.53 | 0.39 |
| 8a | 623.0 | 569.5 | 1669.9 | 647.2 | 41746.5 | 3624.1 | 11.05 | 9.75 | 17.20 | 0.09 | 1.00 0.61 | 0.58 |
| 8b | 304.5 | 268.0 | 632.9 | 231.1 | 8228.0 | 2865.9 | 12.95 | 11.00 | 18.20 | 0.35 | 1.00 0.63 | 0.56 |
| 7 | 1156.0 | 917.5 | 6324.2 | 2760.3 | 221345.6 | 82532.5 | 25.60 | 24.95 | 28.70 | 0.37 | 1.00 0.56 | 0.72 |
| 4 | 786.0 | 766.0 | 4017.8 | 1455.0 | 100445.0 | 33465.4 | 15.15 | 12.80 | 26.30 | 0.33 | 1.00 0.64 | 0.60 |
| 5 | 406.0 | 327.0 | 792.6 | 211.9 | 14265.9 | 1588.9 | 7.30 | 6.50 | 13.80 | 0.11 | 1.00 0.73 | 0.60 |
| 6 | 506.0 | 497.5 | 1824.0 | 703.9 | 27360.6 | 9009.3 | 9.40 | 8.60 | 13.10 | 0.33 | 0.89 0.61 | 0.69 |
| 1 | 1125.5 | 817.0 | 3873.6 | 1907.7 | 139446.9 | 55894.4 | 7.50 | 6.45 | 18.40 | 0.40 | 1.00 0.51 | 0.51 |
| 2 | 761.0 | 703.5 | 3954.4 | 1604.9 | 138403.0 | 50716.1 | 13.55 | 11.50 | 18.20 | 0.37 | 1.00 0.60 | 0.68 |
| 3a | 782.0 | 767.0 | 4307.6 | 1307.6 | 202455.8 | 27197.9 | 18.65 | 16.40 | 24.00 | 0.13 | 0.37 0.70 | 0.73 |
| 3b | 634.5 | 505.5 | 2341.2 | 774.1 | 58531.1 | 3483.6 | 10.10 | 8.40 | 13.40 | 0.06 | 1.00 0.67 | 0.75 |
| 3c | 405.0 | 362.5 | 776.1 | 350.2 | 19403.0 | 5428.5 | 9.85 | 8.50 | 10.85 | 0.28 | 1.00 0.55 | 0.58 |
| 3d | 459.5 | 404.5 | 936.4 | 375.3 | 23409.9 | 5779.2 | 10.90 | 8.65 | 11.90 | 0.25 | 0.76 0.60 | 0.63 |
| 11a | 583.0 | 572.5 | 2629.6 | 1112.5 | 70999.6 | 30038.0 | 15.95 | 13.70 | 18.30 | 0.42 | 1.00 0.58 | 0.75 |
| 11b | 297.5 | 260.0 | 516.3 | 217.0 | 11874.3 | 4990.0 | 9.40 | 8.25 | 9.40 | 0.42 | 0.63 0.58 | 0.61 |
| 11c | 545.0 | 493.5 | 1836.2 | 773.1 | 38559.3 | 15076.3 | 11.95 | 10.30 | 16.90 | 0.39 | 1.00 0.58 | 0.50 |
| 12a | 359.5 | 268.5 | 618.8 | 150.0 | 13614.5 | 1485.4 | 8.95 | 8.05 | 11.40 | 0.11 | 1.00 0.76 | 0.75 |
| 12b | 632.0 | 357.0 | 1532.5 | 535.7 | 35247.3 | 4661.0 | 4.65 | 4.20 | 9.30 | 0.13 | 1.00 0.65 | 0.52 |
| 13 | 1145.0 | 1103.5 | 9137.3 | 3799.2 | 319805.7 | 51289.7 | 17.15 | 14.05 | 19.80 | 0.16 | 0.71 0.58 | 0.69 |
| | | | | | | | | | | | | |

Typologie des colonies coralliennes à micro-échelle

Une Analyse en Composante Principales (ACP) a été réalisée sur les 13 variables d'habitat. Les corrélations entre les variables d'habitat ont été analysées à partir des résultats de l'ACP. Le nombre de variables nécessaire pour décrire la structure des colonies coralliennes dans la suite des analyses a été réduit quand certaines de ces variables étaient significativement corrélées entre elles (Holbrook et al., 2002).

Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) basée sur la méthode du minimum de variance de Ward réalisée à partir des 13 variables d'habitat et l'analyse des valeurs-tests ont par la suite permis de distinguer et de caractériser différentes classes de colonies coralliennes (Escofier & Pagès, 1998 ; Gettler & Pardoux, 2006). L'ensemble des analyses a été réalisé à l'aide du logiciel SPAD.

Temps investi dans les mesures à partir de photographies

Le temps investi (en minutes) réfère au temps nécessaire pour estimer les variables étudiées avec une précision donnée (Abdo et al., 2006). Pour chaque colonie, le temps investi pour l'estimation de chacune des variables d'habitat a été enregistré. P our chacune des variables, le temps investi moyen est défini par la moyenne des temps investis enregistrés pour chaque colonie. Le temps investi dans la méthode de mesures a été calculé en faisant la somme des temps investis moyens, en considérant l'ensemble des variables puis uniquement les variables retenues à l'issue de l'ACP.

4.3.3 Résultats

Typologie es colonies coralliennes à micro-échelle

Les trois premiers facteurs totalisent 84,92% de l'inertie totale (Figure 22a), l'analyse a été limitée à l'étude de ces trois premiers facteurs et aux plans qu'ils engendrent. Le volume total, le volume d'anfractuosités, la surface totale, la surface d'anfractuosités, la longueur, la largeur, le diamètre maximal des branches, le diamètre minimal des branches et l'espacement entre les branches sont corrélés significativement et positivement au premier facteur et entre elles (Figure 22b). Le premier axe oppose principalement les colonies 7 et 13 et les colonies 12a, 12b, 11b, 5 et 9 (Figure 22c). Les colonies 7 et 13 sont celles qui possèdent sur l'ensemble des colonies les valeurs maximales de volume total, volume d'anfractuosités, surface totale, surface d'anfractuosités, longueur, largeur, diamètre maximal des branches, diamètre minimal des branches et d'espacement entre les branches, tandis que les colonies 12a, 12b, 11b, 5 et 9 possèdent des valeurs parmi les plus faibles pour ces variables (Tableau 10). Par conséquent, le premier facteur semble correspondre aux dimensions de la colonie corallienne.



Figure 23. ACP sur les 13 variables d'habitat. a : cercle de corrélations plan 2-3, b : projection des 19 colonies sur le plan factoriel 2-3.


Le pourcentage de corail dans le plan horizontal et le pourcentage de corail dans le plan vertical sont corrélés significativement et positivement au deuxième facteur (Figure 22 et Figure 23). Le deuxième axe oppose principalement les colonies 3a et 12a et les colonies 1 et 9 (Figure 22). Les colonies 3a et 12a possèdent des valeurs de pourcentage de corail dans les plans horizontal et vertical élevées, tandis que les colonies 1 et 9 possèdent des valeurs faibles pour ces variables (Tableau 10). Par conséquent, le deuxième facteur semble correspondre à la proportion de corail de la colonie corallienne.

L'indice de refuge théorique est autant corrélé avec le deuxième facteur qu'avec le troisième facteur (Tableau 11 et Figure 23). Le rapport surface de corail vivant sur surface totale est faiblement corrélée avec chacun des trois premiers facteurs (Tableau 11).

Tableau 11. Corrélations du rapport Surface de corail vivant/Surface totale (Sv/S) et de l'indice de refuge théorique (IRT) avec les cinq premiers axes de l'ACP.

| Variable | Axe 1 | Axe 2 | Axe 3 | Axe 4 | Axe 5 | |
|----------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| Sv/S | 0.24 | -0.46 | 0.01 | 0.84 | -0.09 | |
| IRT | -0.23 | -0.66 | 0.60 | -0.18 | -0.20 | |

| Tableau 12 | . Variables caract | éristiques de chac | une des trois cla | sses distinguées | par la Class | sification H | liérarchique |
|------------|----------------------|--------------------|-------------------|------------------|--------------|--------------|--------------|
| Ascendante | e et valeurs-tests a | associées. | | | | | |

| Classe 1 | | | | | | | |
|---|-------------|--|--|--|--|--|--|
| Variables caractéristiques | Valeur-Test | | | | | | |
| Volume total | 3.65 | | | | | | |
| Surface totale | 3.36 | | | | | | |
| Diamètre minimal des branches | 3.26 | | | | | | |
| Diamètre maximal des branches | 3.25 | | | | | | |
| Surface d'anfractuosités | 3.15 | | | | | | |
| Largeur | 3.01 | | | | | | |
| Longueur | 2.76 | | | | | | |
| Espacement entre les branches | 2.63 | | | | | | |
| Volume d'anfractuosités | 2.61 | | | | | | |
| Surface de corail vivant/Surface totale | 2.37 | | | | | | |
| Classe 2 | | | | | | | |
| Variables caractéristiques | Valeur-Test | | | | | | |
| Indice de Refuge Théorique | 2.15 | | | | | | |
| Volume d'anfractuosités | 2.06 | | | | | | |
| Classe 3 | | | | | | | |
| Variables caractéristiques | Valeur-Test | | | | | | |
| Diamètre minimal des branches | -2.74 | | | | | | |
| Diamètre maximal des branches | -2.88 | | | | | | |
| Espacement entre les branches | -3.34 | | | | | | |
| Surface d'anfractuosités | -3.37 | | | | | | |
| Longueur | -3.39 | | | | | | |
| Largeur | -3.42 | | | | | | |
| Volume total | -3.47 | | | | | | |
| Largeur | -3.61 | | | | | | |
| Volume d'anfractuosités | -3.71 | | | | | | |

| Variable étudiée | Précision moyenne | Temps investi moyen (minutes) |
|---|----------------------|---|
| Longueur | 0.025 | 2 |
| Largeur | 0.026 | 2 |
| Surface totale+Volume total | 0.036 | 24 |
| Surface de corail vivant/ Surface totale | 0.034 | 16 |
| Pourcentage de corail dans le plan vertical | 0.031 | 14 |
| Pourcentage de corail dans le plan horizontal + Surface d'anfractuosités + Volume d'anfractuosités + Indice de Refuge Théorique | 0.022 | 14 |
| Diamètres maximal et minimal des branches | 0.066 | 30 |
| Espacement entre les branches | 0.053 | 18 |
| | | Temps investi total (minutes) 120 |

Tableau 13. Temps investis moyens pour l'estimation de chacune et de l'ensemble des variables mesurées.

Par conséquent, il semble possible de décrire la structure des colonies coralliennes uniquement à l'aide de quatre variables : le volume total, le pourcentage de corail dans le plan horizontal, le rapport surface de corail vivant sur surface totale et l'indice de refuge théorique.

Une première coupure du dendrogramme fait apparaître trois groupes de colonies coralliennes : l'un comportant les colonies 3a, 7 et 13, le second regroupant les colonies 1, 2, 4 et 11a et le troisième l'ensemble des autres colonies (Figure 24). Les colonies du groupe 1 sont caractérisées par des dimensions fortes (Valeur-test > 2 pour V, Va, S, Sa, L, l, Dmax, Dmin et e). A l'opposé, les colonies du groupe 3 sont caractérisées par des dimensions faibles (Valeur-test < 2 pour V, Va, S, Sa, L, l, Dmax, Dmin et e). La classe 2 comporte les colonies présentant un volume d'anfractuosités et un indice de refuge théorique très élevés (Valeur-test > 2 pour Va et IRT) (Tableau 12).

En abaissant le niveau de coupure du dendrogramme, les colonies coralliennes semblent se partitionner en huit classes. La partition est cependant beaucoup moins pertinente, la variabilité entre certaines des classes distinguées étant très faible.

Une typologie à micro-échelle semble ainsi distinguer trois groupes de colonies : le groupe 1 comporte des colonies de grande dimension, le groupe 2 comporte des colonies possédant un volume d'anfractuosités et un indice de refuge théorique élevés et le groupe 3 comporte des colonies de petite dimension.

Temps investi dans les mesures à partir de photographies

La méthode de mesures employée est consommatrice en temps. En en moyenne, deux heures ont été nécessaires par colonie pour estimer l'ensemble des variables à micro-échelle (Tableau 13). Si le même genre d'étude était réalisé en réduisant le nombre de variables nécessaires pour décrire la structure de l'habitat à micro-échelle (volume total, pourcentage de corail dans le plan horizontal, rapport surface de corail vivant sur surface totale et indice de refuge théorique), la description serait alors deux fois plus rapide à réaliser : 54 minutes au lieu de deux heures (Tableau 13).



Figure 25. Juvénile de Pomacentrus moluccensis (Randall, 1997).

4.4 Sélection de l'habitat à l'installation par les juvéniles de P. moluccensis : influence sur la croissance et les abondances post-installation

4.4.1 Cadre et objectifs

Pomacentrus moluccensis

La demoiselle citron, *Pomacentrus moluccensis* (Bleeker, 1853), est une espèce de Pomacentridae territoriale et grégaire, abondante en Nouvelle-Calédonie. Les juvéniles de *P. moluccensis* (Figure 25) sont classiquement observés entre 0,5 et 3 m de profondeur et sont intimement associés aux colonies coralliennes dans lesquelles ils se réfugient en cas de danger (Ohman et al., 1998). Les individus nouvellement installés se distinguent des conspécifiques par leur taille et leur absence de pigments jaunes (Brunton & Booth, 2003).

Objectifs

L'objectif principal de la présente section était d'étudier la relation entre la croissance pélagique des larves de *P. moluccensis* et l'habitat sélectionné à l'installation, puis l'influence des facteurs environnementaux (caractéristiques de l'habitat et de l'assemblage de poissons résidents) sur les abondances et la croissance post-installation. Pour cela, les abondances en juvéniles et en adultes de *P. moluccensis* et en hétérospécifiques ont été estimées par comptage visuel sur les colonies étudiées et la croissance des juvéniles de *P. moluccensis* a été estimée à partir de l'interprétation de leurs otolithes.

4.4.2 Matériel et méthodes

Suivis visuels et captures

Tous les deux jours, les juvéniles de *P. moluccensis* de taille supérieure ou égale à 10 mm ont été dénombrés par classe de taille de 5 mm par comptage visuel sur chaque colonie corallienne. Les juvéniles de moins de 10 mm n'ont pas été dénombrés du fait de leur trop forte ressemblance avec les juvéniles de *Nepomacentrus nemurus*.

Tous les huit jours, sur chaque groupe de colonies coralliennes, six à dix juvéniles ont été capturés à l'épuisette après anesthésie à la benzocaïne (McErlean & Kennedy, 1968 ; Gilderhus, 1991) ou à l'essence de clou de girofle (Munday & Wilson, 1997 ; Durville & Collet, 2002), puis endormis dans une solution de benzocaïne à 0.75 g.l⁻¹ avant d'être conservés dans de l'éthanol à 95%. Par ailleurs, les conspécifiques et les hétérospécifiques rencontrés⁶ sur le site d'étude ont été identifiés et leurs abondances ont été estimées dans un rayon de 5m autour de chaque colonie par la méthode de comptage visuel par point fixe (Labrosse et al., 2001).

⁶ Exclus : Gobiidae et Blennidae.

Le dernier jour de l'étude, l'ensemble des juvéniles de *P. moluccensis* présents a été capturé après anesthésie au clou de girofle ou micro-empoisonnement à la roténone. S ur les colonies de petites dimensions (i.e. de diamètre inférieur à 0.6 m), une solution à base d'huile essentielle de clou de girofle a été injectée à l'aide de seringues 50 ml. Les poissons anesthésiés ont ensuite été capturés à l'épuisette par deux plongeurs sous-marins. Sur les colonies de plus grandes dimensions, environ 200 g de poudre de roténone dissous dans un litre d'eau de mer et 20 ml de détergent ont été utilisés pour asphyxier les poissons. Au préalable, chaque colonie avait été recouverte par un filet en toile de maille 1 mm. L es contours du filet étaient lestés à l'aide de chaînes afin de maintenir le filet sur le substrat et d'empêcher les poissons de s'échapper et le sommet du filet était maintenu au-dessus de la colonie par une petite bouée (Carassou et al., , in prep.). Tous les poissons contenus à l'intérieur du filet, asphyxiés dans les cinq minutes qui ont suivi l'injection de roténone, ont été collectés par deux plongeurs sous-marins, parfois à l'aide de pinces fines pour récupérer les individus logés dans les anfractuosités des colonies (Ackerman & Bellwood, 2000).

Relations entre les abondances en juvéniles de P. moluccensis et les abondances en poissons résidents

Pour chaque colonie, les variables d'abondance en juvéniles de *P. moluccensis*, ainsi que les abondances moyennes en adultes conspécifiques (Nadult moy) et de l'ensemble des hétérospécifiques (Nheterosp moy) ont été transformées en log (x+1). Cette transformation a été réalisée en raison de nombreuses faibles valeurs d'abondances en poissons relevées (Lobinske et al., 2004).

Ensuite, des corrélations simples entre les variables d'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* d'une part et les variables d'abondance en conspécifiques et hétérospécifiques d'autre part ont été testées à l'aide du logiciel Sigma Plot.

Enfin, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a permis d'étudier la relation entre l'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* et celles des différentes espèces d'hétérospécifiques. La matrice de corrélations a permis de détecter l'éventuelle influence significative, positive ou négative, de certaines espèces d'hétérospécifiques sur l'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* (Holbrook et al., 2002). L'ACP a été réalisée à l'aide du logiciel SPAD.

Mesure des poissons et extraction et préparation des otolithes

De retour au laboratoire, tous les juvéniles capturés ont été mesurés de l'extrémité du museau jusqu'à la base des rayons de la nageoire caudale (Longueur Standard à la capture, notée SLcapt), à l'aide d'un pied à coulisse électronique à 0.1 mm près. Pour chaque individu, après section frontale puis longitudinale de la tête, la paire d'otolithes de taille intermédiaire, les lapilli chez cette espèce, a été prélevé, sous loupe binoculaire (Leica MS 5 – grossissement x25). Les otolithes ont été nettoyés, puis conservés sur lame de verre dans de la colle thermoplastique Crystal Bond. Un des deux otolithes a ensuite été préparé selon le protocole décrit par Wilson et McCormick (1997). Cette technique consiste à coller l'otolithe, face



Figure 26. Face externe d'un lapillus gauche de *P. moluccensis* observé en diascopie (grossissement x40). Les lignes en tiret délimitent la fine section transversale obtenue après ponçage pour l'analyse des microstructures.



Figure 27. Section transversale d'un lapillus droit de *P. moluccensis* observée au microscope optique (grossissement x1000).

interne vers le haut, sur le bord d'une lame de verre : la partie centrale (ou nucléus) doit être située niveau de la limite interne de la lame. La portion antérieure de l'otolithe est ensuite poncée sur du papier abrasif 3M Imperial Lapping Film de grades 9, puis 3 μ m. Une fois le bord de la lame atteint, l'otolithe est décollé puis replacé au centre de la lame, partie abrasée contre le verre. Il est alors délicatement poncé sur du papier abrasif 3 M Imperial Lapping Film de grades 9, 3 puis 1 μ m. La progression du travail est contrôlée au microscope optique (grossissement x1000) jusqu'à l'obtention d'une fine section transversale contenant le noyau (Figure 26 et Figure 27).

Interprétation des otolithes

Les sections transversales de chaque otolithe ont été observées en lumière transmise à l'aide d'un microscope optique équipé d'un objectif x1000 ne nécessitant pas l'emploi d'huile d'immersion. Le microscope étant couplé à une caméra numérique, des images de chacune d'entre elles ont pu être acquises (100 μ m =547 pixels).

Les dénombrements et les mesures ont été effectués selon l'axe dorso-ventral, axe de plus forte croissance du plan transversal de l'otolithe, en suivant l'apex de chacune des microstructures. C'est le long de cet axe que les microstructures apparaissent le plus clairement. Afin de couvrir l'intégralité de cette zone d'étude, plusieurs images digitales ont été en général nécessaires. Les distances au centre de chaque microstructure, depuis le noyau jusqu'à l'extrémité de l'otolithe, ont été mesurées grâce au logiciel ImageJ (Figure 28).

L'ensemble des interprétations a été effectué par deux observateurs, qui ont codé la qualité de chacune des préparations de 1 à 3 (Gervasoni, 2004) :

- préparation de bonne qualité les microstructures sont très visibles, les dédoublements de stries ne sont pas gênants pour l'interprétation, il n'y a pas de protéines qui masquent le centre de l'otolithe.
- préparation de qualité moyenne les microstructures sont visibles, mais des protéines masquent légèrement le centre de l'otolithe et rendent parfois l'interprétation assez délicate.
- préparation de faible qualité les microstructures sont difficilement lisibles, car des protéines masquent considérablement le centre de l'otolithe et rendent l'interprétation très difficile.

Estimation de la croissance

Des estimations de la taille des individus aux âges successifs peuvent être obtenues par rétrocalcul. L'application d'un modèle de rétrocalcul suppose non seulement que le rythme de dépôt des microstructures de l'otolithe est régulier, mais aussi qu'il y a proportionnalité entre le taux de croissance relatif de l'otolithe et celui du poisson (Vigliola et al., 2000).



Figure 28. Partie ventrale de la section transversale d'un lapillus droit de *Pomacentrus moluccensis* observé en microscopie optique (grossissement x1000 sans immersion). Les points indiquent les microstructures dont les distances au centre ont été calculées.

Tableau 14. Relations possibles entre taille des poissons et taille des otolithes et modèles de rétrocalcul correspondants.

Avec \mathbf{L} : longueur du poisson (en mm) – \mathbf{Lo} : longueur du poisson à l'éclosion (valeur fixée à 4 mm d'après la littérature) – \mathbf{Lcapt} : longueur du poisson à la capture (en mm) – \mathbf{Lt} : longueur du poisson à l'âge t (en mm) – \mathbf{R} : rayon de l'otolithe (en μ m) – \mathbf{Ro} : rayon de l'otolithe à l'éclosion (moyenne des Ro des *P. moluccensis* analysés) (en μ m) – \mathbf{Rcapt} : rayon de l'otolithe à la capture (en μ m) – \mathbf{Rt} : rayon de l'otolithe à la capture (en μ m) – \mathbf{Rt} : rayon de l'otolithe à la capture (en μ m) – \mathbf{Rt} : rayon de l'otolithe à l'éclosion (moyenne des Ro des *P. moluccensis* analysés) (en μ m) – \mathbf{Rcapt} : rayon de l'otolithe à la capture (en μ m) – \mathbf{Rt} : rayon de l'otolithe à l'âge t (en μ m).

RELATION TAILLE DU POISSON – TAILLE DES OTOLITHES

| Relation isométrique | |
|---|--|
| $\mathbf{L} = \mathbf{L}_{\mathbf{o}} - \mathbf{b}\mathbf{R}_{\mathbf{o}} + \mathbf{b}\mathbf{\bar{R}}$ | |
| | |
| | |

Relation allométrique $L = L_o - bR_o^c + bR^c$

MODÈLES DE RÉTROCALCUL

| Intersection biologique $L_t=L_{capt}+(R_t-R_{capt})(L_{capt}-L_o)(R_{capt}-R_o)^{-1}$ | $Fry \text{ modifié} L_t = a + exp(ln(L_o-a) + (ln(L_{capt}-a) - ln(L_o-a))(ln(R_t) - ln(R_o))(ln(R_{capt}) - ln(R_o))^{-1})$ |
|--|--|
| | a = $(a_1+a_2)/2$ $a_1 = L_0.b_1R_0^{c1}$; b_1 et c_1 estimés à partir de la régression $L = L_0.b_1R_0^{c1}+b_1R^{c1}$ $a_2 = L_0 - b_2R_0^{c2}$; b_2 et c_2 estimés à partir de la régression $R = ((L.L_0+b_2R_0^{c2})b2^{-1})^{-c2}$ |

Le choix d'un modèle de rétrocalcul dépend de la relation qui existe entre la taille du poisson et la taille de ses otolithes (Tableau 14). Dans le cas d'une relation isométrique, l'utilisation d'un modèle de régression linéaire – « modèle de rétrocalcul à intersection biologique » - est recommandée (Campana, 1990).

En revanche, si la relation est allométrique, il est préférable d'employer un modèle de régression nonlinéaire – « modèle de Fry modifié » (Vigliola et al., 2000). Chacun de ses modèles est contraint à passer par l'intersection biologique, c'est-à-dire la taille et le rayon moyen de l'otolithe à l'éclosion (notés respectivement L_0 et R_0). Dans cette étude, L_0 a été fixé à 4 mm SL (Leis & Carson-Ewart, 2001) et R_0 a été calculé en effectuant la moyenne des rayons à l'éclosion des otolithes analysés (R0 = 6.72; N=96). Après avoir testé ces deux types de modèles, celui qui s'adaptait le mieux aux observations a été utilisé pour estimer la taille des poissons à chaque âge, depuis l'éclosion jusqu'à la capture, pour chaque individu.

En outre, les juvéniles de plus grande taille sont les moins sensibles à la prédation, (hypothèse de "Bigger is better", Meekan & Fortier, 1996). La mortalité sélective post-installation des juvéniles en fonction de leurs tailles peut donc influencer les distributions observées (Brunton & Booth, 2003 ; McPeek, 2004 ; Hawn et al., 2005). Par conséquent, les tailles à la capture des individus ont été prises en compte pour les analyses qui ont porté par la suite sur la croissance pélagique, la croissance benthique, la taille et l'âge à l'installation.

<u>Relations entre la croissance et les abondances des juvéniles de P. moluccensis et les caractéristiques</u> <u>structurales des colonies coralliennes</u>

Une ANOVA a permis de détecter d'éventuelles différences significatives entre les croissances d'individus occupant des groupes de colonies distincts selon la typologie à micro-échelle (cf. 4.3). Des tests de normalité d'Anderson-Darling et d'homogénéité des variances de Bartlett ont été réalisés au préalable sur les variables à expliquer. Des analyses identiques ont été conduites sur l'abondance moyenne (Njuv moy), l'abondance maximale (Njuv max), la variation d'abondance (Δ Njuv), la taille à l'installation et l'âge à l'installation des juvéniles de *P. moluccensis*. L'ensemble des analyses a été réalisé à l'aide du logiciel SPAD.

Tableau 15. Abondances moyenne et maximale en juvéniles de *P. moluccensis* (Njuv) totale, abondance moyenne en juvéniles de *P. moluccensis* par classe de taille et abondances moyennes en adultes conspécifiques (Nadult) et en hétérospécifiques (Nheterosp) sur la période de l'étude pour chacune des colonies coralliennes étudiées (Col.). Les groupes auxquels appartiennent les colonies selon la typologie à micro-échelle sont indiqués (Gr.). Les classes de taille estimées visuellement (en cm) sont indiquées entre crochets.

| | | N | ljuv to | tale | Nju | uv par cla | sse de tai | lle | Na | dult | Nheterosp | | |
|-------|---------|------|---------|--------|------------|------------|------------|------------|------|--------|-----------|--------|--|
| Col. | Gr. | Moy | Max | E-type | [1.0; 1.5[| [1.5; 2.0[| [2.0; 2.5[| [2.5; 3.0[| Моу | E-type | Моу | E-type | |
| 3a | 1 | 8.0 | 13 | 2.5 | 4.0 | 2.6 | 1.1 | 0.4 | 11.0 | 2.6 | 228 | 65.0 | |
| 7 | 1 | 15.6 | 25 | 8.4 | 7.5 | 6.5 | 1.6 | 0.0 | 3.1 | 8.7 | 395 | 32.9 | |
| 13 | 1 | 4.8 | 15 | 1.2 | 3.5 | 1.3 | 0.1 | 0.0 | 5.8 | 1.2 | 244 | 63.3 | |
| 1 | 2 | 3.6 | 15 | 4.1 | 2.5 | 0.5 | 0.7 | 0.0 | 3.6 | 2.2 | 353 | 25.0 | |
| 2 | 2 | 10.1 | 17 | 4.0 | 3.7 | 4.5 | 1.5 | 0.5 | 2.6 | 2.2 | 353 | 25.0 | |
| 4 | 2 | 5.7 | 11 | 2.1 | 1.9 | 2.5 | 1.1 | 0.2 | 0.9 | 1.9 | 395 | 117.3 | |
| 11a | 2 | 5.8 | 10 | 2.9 | 2.9 | 2.3 | 0.6 | 0.1 | 1.3 | 1.1 | 261 | 105.2 | |
| 12a | 3 | 2.9 | 13 | 3.3 | 2.0 | 0.6 | 0.3 | 0.0 | 2.7 | 3.0 | 148 | 151.1 | |
| 5 | 3 | 5.7 | 15 | 3.5 | 4.7 | 3.6 | 1.2 | 0.1 | 1.3 | 0.9 | 395 | 117.3 | |
| 3b | 3 | 3.2 | 6 | 2.4 | 1.2 | 1.8 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 228 | 65.0 | |
| 8a | 3 | 7.6 | 11 | 3.9 | 3.6 | 2.7 | 2.0 | 0.4 | 0.7 | 0.8 | 18 | 15.6 | |
| 11b | 3 | 5.8 | 11 | 3.2 | 4.7 | 1.2 | 0.6 | 0.1 | 1.8 | 3.1 | 261 | 106.2 | |
| 6 | 3 | 8.9 | 16 | 5.0 | 4.5 | 3.1 | 1.2 | 0.2 | 3.0 | 1.2 | 395 | 117.3 | |
| 3d | 3 | 6.2 | 9 | 1.7 | 2.4 | 2.5 | 1.3 | 0.1 | 0.5 | 0.7 | 228 | 65.0 | |
| 3c | 3 | 3.5 | 6 | 1.6 | 1.1 | 1.6 | 0.8 | 0.2 | 0.8 | 1.1 | 228 | 65.0 | |
| 8b | 3 | 2.1 | 3 | 0.9 | 0.5 | 0.0 | 0.3 | 0.0 | 2.1 | 1.2 | 18 | 15.5 | |
| 11c | 3 | 7.3 | 12 | 3.2 | 2.9 | 3.6 | 0.8 | 0.0 | 3.8 | 4.9 | 261 | 105.2 | |
| 12b | 3 | 5.1 | 20 | 6.7 | 3.5 | 1.0 | 0.5 | 0.1 | 1.7 | 1.6 | 148 | 151.1 | |
| 9 | 3 | 3.9 | 5 | 0.6 | 1.1 | 1.8 | 0.9 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 7 | 3.0 | |
| Moy g | roupe 1 | 9.5 | 25 | 5.5 | 5.0 | 3.4 | 0.9 | 0.1 | 6.6 | 4.0 | 289 | 92.1 | |
| Moy g | roupe 2 | 6.3 | 17 | 2.7 | 2.7 | 2.4 | 1.0 | 0.2 | 2.1 | 1.3 | 341 | 50.1 | |
| Moy g | roupe 3 | 5.2 | 20 | 2.1 | 2.7 | 1.9 | 0.8 | 0.1 | 1.5 | 1.2 | 195 | 51.4 | |

4.4.3 Résultats

Abondances en juvéniles de P. moluccensis et en poissons résidents

Les abondances moyennes en juvéniles et en adultes de *P. moluccensis* par colonie sont faibles sur la période de l'étude : entre 2.1 et 15.6 juvéniles par colonie et entre 0.5 et 11 adultes par colonie. Quelle que soit la colonie, les tailles estimées des juvéniles recensés sont majoritairement entre 1 et 2 cm. L'abondance moyenne en adultes de *P. moluccensis* différent significativement d'un groupe de colonies à l'autre (Test de Kruskal-Wallis – p<0.05). Les abondances moyennes en adultes estimées sur les colonies du groupe 1 sont supérieures à celles estimées sur les colonies des groupes 2, elles-mêmes supérieures à celles estimées sur les colonies moyennes en hétérospécifiques sont élevées sur chacun des groupes de colonies et ne diffèrent pas significativement d'un groupe à l'autre (Test de Kruskal-Wallis – p>0.05, Tableau 15).

Relations entre les abondances en poissons résidents et les abondances en juvéniles de P. moluccensis

L'abondance maximale en juvéniles est corrélée significativement et positivement avec les abondances moyennes en adultes conspécifiques et de l'ensemble des hétérospécifiques (Test de corrélation de Pearson - p<0.05, Figure 29a et b). Les variations d'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* sont corrélées significativement et positivement avec les abondances moyennes de l'ensemble des hétérospécifiques (Test de corrélation de Pearson - p<0.05, Figure 29).

Aucune espèce d'hétérospécifique en particulier ne semble avoir d'influence significative sur l'abondance moyenne et les variations d'abondances en juvéniles de *P. moluccensis* (ACP - | Valeur-test | < 2). En revanche, l'abondance maximale en juvéniles de *P. moluccensis* est corrélée significativement et négativement avec les abondances moyennes de *Cephalopholis boenack* (Serranidae) (ACP - Valeur-test = -2.07), *Cheilinus chlororus* (Labridae) (ACP - Valeur-test = -2.57) et dans une moindre mesure *Pomacentrus amboinensis* (Pomacentridae) (ACP - Valeur-test = -1.99).

<u>Relations entre les caractéristiques de l'habitat à micro-échelle et les abondances en juvéniles de P.</u> <u>moluccensis</u>

Les abondances moyenne et maximale en juvéniles de *P. moluccensis* estimées sur les colonies du groupe 1 apparaissent plus élevées que celles estimées sur les colonies du groupe 2, qui semblent elles-mêmes plus élevées que celles estimées sur les colonies du groupe 3. Cependant, ces différences ne sont pas significatives (ANOVA - p>0.05, Figure 30a et b). Les variations d'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* ne diffèrent pas d'un groupe de colonies à l'autre (ANOVA - p>0.05, Figure 30c).



Figure 29. Relations entre a : abondance maximale en juvéniles de *P. moluccensis* (Njuv max) et l'abondance moyenne en adultes conspécifiques (Nadult moy), b : abondance maximale en juvéniles de *P. moluccensis* et abondance moyenne de l'ensemble des hétérospécifiques (Nheterosp moy) et c : variation d'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* (Δ Njuv) et abondance moyenne de l'ensemble des hétérospécifiques. Les groupes de colonies coralliennes définis selon la typologie à micro-échelle sont représentés par les différents symboles. Avec R=coefficient de corrélation de Pearson et p = probabilité associée.



Figure 30. Abondances moyennes (Njuv moy) (a), abondances maximales (Njuv max) (b) et variations d'abondance $(\Delta N j uv)$ (c) en juvéniles de *Pomacentrus moluccensis* pour chacun des trois groupes de colonies coralliennes définis selon la typologie à micro-échelle. Avec N = Nombre de colonies par groupe.

Interprétation des otolithes et choix d'un modèle de rétrocalcul

Sur 117 otolithes extraits et préparés, seuls 94 ont été interprétés. Les 23 otolithes restant étaient soit ininterprétables, soit appartenaient à des individus de taille à la capture (SLcapt) supérieure à 25 mm SL. Pour ces individus, les lapilli deviennent en effet difficilement interprétables sur les bords et l'erreur liée à l'observateur est alors trop importante.

Les individus classés 1 (bonne qualité), 2 (qualité moyenne) et 3 (qualité faible) représentent respectivement 7%, 75% et 17% des interprétations effectuées. Pour 87 individus sur 94 (soit environ 93% des interprétations), l'erreur liée à l'observateur, i.e. la différence d'âge estimé par les deux observateurs, est inférieure ou égale à trois jours (Figure 31).



Figure 31. Distributions des individus en fonction de l'erreur liée à l'observateur estimée (ΔA).

Le modèle de régression linéaire, qui correspond à une relation isométrique entre la taille des poissons et le rayon de leur otolithe à la capture, génère des résidus qui ne sont pas distribués de façon homogène autour de zéro (Figure 32a et a'). La structure qui apparaît au sein de ces résidus conduit à rejeter ce modèle.

Le modèle de régression non linéaire, qui correspond à une relation allométrique entre la taille des poissons et le rayon de leur otolithe, génère des résidus qui sont distribués de façon plus homogène autour de zéro (Figure 32b et b'). Par conséquent, le modèle de Fry modifié a été utilisé pour la détermination des trajectoires de croissance (taille aux différents âges) de chaque individu.

Le modèle de régression non linéaire correspondant à une relation allométrique entre la taille des poissons et le rayon de leur otolithe est amélioré quand ne sont pas pris en compte les individus de qualité 3 ($R^2 = 0.7161$) ou bien ceux pour lesquels $\Delta A > 3$ jours ($R^2 = 0.7279$) et davantage encore quand sont supprimés les individus de qualité 3 et ceux pour lesquels $\Delta A > 3$ jours ($R^2 = 0.7379$, Figure 33a). De plus, quand les individus de qualité 3 et ceux pour lesquels $\Delta A > 3$ jours ne sont pas pris en compte, les résidus générés se répartissent alors de façon un peu plus homogène autour de zéro (Figure 33b). Par conséquent, le modèle de Fry modifié a finalement été utilisé uniquement pour la détermination des trajectoires de croissance des individus de qualité 1 et 2 et pour lesquels $\Delta A \le 3$ jours, soient N= 74 individus (79% des 94 individus interprétés).



Figure 32. Relations isométrique (a) et allométrique (b) entre la longueur standard des poissons à la capture (SLcapt) et le rayon de leur otolithe (Rcapt) et distributions des résidus correspondantes (a' et b'). Ces modèles sont forcés par l'intersection biologique ($R_0 = 6.72$ et $L_0 = 4$ mm). Avec : N = Nombre d'individus et R = coefficient de corrélation de Pearson.



Figure 33. Relation allométrique entre la longueur standard des poissons à la capture (SLcapt) et le rayon de leur otolithe (Rcapt) (a) et distribution des résidus correspondante (a') quand ne sont pas pris en compte les individus de qualité 3 et ceux pour lesquels l'erreur liée à l'observateur est supérieure à 3 jours. Ce modèle est forcé par l'intersection biologique ($R_0 = 6.72$ et $L_0 = 4$ mm). Avec : N = Nombre d'individus et R = coefficient de corrélation de Pearson.

La majorité des individus pris en compte pour le rétrocalcul (40 individus sur 74, soient 54% des individus) mesurent entre 14 et 18 mm SL (Figure 34). Les analyses portant sur la croissance pélagique, la croissance benthique, la taille et l'âge à l'installation ont été réalisées sur les individus appartenant à cette classe de taille à la capture uniquement.



Figure 34. Distributions des tailles à la capture (SL_{capt}) de l'ensemble des juvéniles pris en compte pour le rétrocalcul (74 individus) pour chacun des trois groupes de colonies coralliennes définis selon la typologie à micro-échelle – N = Nombre de colonies par groupe.

Relations entre la croissance et les caractéristiques de l'habitat à micro-échelle

L'âge et la taille à l'installation ne sont pas significativement différents d'un groupe de colonies à l'autre (âge à l'installation : test de Kruskal-Wallis - p>0.05; taille à l'installation : ANOVA - p>0.05). En effet, quel que soit le groupe de colonies, la quasi-totalité des juvéniles s'est installée à un âge compris entre 16 et 18 jours, pour une taille comprise entre 8 et 10 mm SL (Figure 35c et d).

Les croissances pélagique et benthique des juvéniles de *P. moluccensis* ne diffèrent pas d'un groupe de colonies à l'autre (ANOVA - p>0.05). En effet, quel que soit le groupe de colonies, la croissance pélagique des juvéniles est majoritairement comprise entre 0.25 et 0.35 mm.jours⁻¹ et la croissance benthique entre 0.3 et 0.5 mm. jours⁻¹ (Figure 35a et b).

4.5 Discussion

Les performances de croissance pélagique des juvéniles de *P. moluccensis* ne semblent pas influencer la sélection d'un habitat particulier à l'installation. Les larves de Pomacentridae dont la taille et l'âge à l'installation sont remarquablement constants (Vigliola & Meekan, 2002 ; Bay et al., 2006), semblent s'installer indifféremment sur des colonies de grande ou de petite dimension, possédant un indice de refuge élevé ou faible. Dans notre étude, les juvéniles de taille à la capture comprise entre 14 et 18 mm SL se sont majoritairement installés à un âge compris entre 16 et 18 jours, pour une taille comprise entre 8 et 10 mm SL. L es précédentes études appuient ces résultats. Ainsi, toutes classes de tailles à la capture confondues, Vigliola et Meekan (2002) ont montré qu'au moment de l'installation, les juvéniles de



Figure 35. Distributions a : de l'âge à l'installation, b : de la taille à l'installation (SL_{inst}), c : de la croissance pélagique (Δ Lpélagique) et d : de la croissance benthique (Δ Lbenthique) pour chacun des trois groupes de colonies coralliennes définis selon la typologie à micro-échelle. Avec : N = nombre de colonies par groupe.

Pomacentridae mesurent entre 8 et 11 mm SL et Bay et al. (2006) ont montré qu'ils sont alors âgés entre 14 et 20 jours. En revanche, les abondances en poissons résidents semblent influer sur les abondances post-installations des juvéniles de P. moluccensis. L'abondance maximale en juvéniles de P. moluccensis est d'autant plus élevée que les colonies sont riches en conspécifiques et en hétérospécifiques et la variation d'abondance en juvéniles de P. moluccensis est d'autant plus forte que l'abondance moyenne de l'ensemble des hétérospécifiques est élevée. Les abondances en conspécifiques et en hétérospécifiques planctonophages (cf 6.2 Annexe 2) pourraient indiquer aux juvéniles de Pomacentridae que la qualité du refuge est bonne et que la quantité de nourriture disponible sur le site est suffisante pour pouvoir survivre les premiers jours suivant l'installation (Leis & Carson-Ewart, 2002 ; Lecchini, 2003). Par ailleurs, les juvéniles de P. moluccensis partagent des prédateurs communs avec la majorité des hétérospécifiques présents. Ainsi, une densité en hétérospécifiques élevée pourrait avoir pour effet une prédation différentielle post-installation accrue sur ces hétérospécifiques et diminuée sur P. moluccensis, favorisant l'installation de P. moluccensis (Webster, 2002 ; Webster & Almany, 2002). En outre, l'abondance maximale en juvéniles de P. moluccensis est corrélée négativement aux abondances moyennes de Cephalopholis boenack et de Pomacentrus amboinensis. C. boenack est le seul piscivore présent sur les colonies étudiées et représente un prédateur potentiel pour les Pomacentridae. Sa présence autour de certaines colonies coralliennes a un effet potentiel sur le nombre de juvéniles de *P. moluccensis* qui s'y sont installés. *Pomacentrus amboinensis*, espèce de demoiselle résidente territoriale en compétition avec les autres espèces de Pomacentridae pour l'espace et la ressource, adopte un comportement plus ou moins agressif à l'encontre des larves ou jeunes juvéniles de P. moluccensis et peut par conséquent avoir une influence néfaste sur leur installation (Almany, 2003 ; Booth & Beretta, 2004).

Par ailleurs, la croissance dans les cinq premiers jours qui suivent l'installation et les abondances des juvéniles de *P. moluccensis* ne semblent pas être influencées par les caractéristiques structurales de l'habitat à micro-échelle. La croissance benthique de *P. moluccensis* dans les cinq premiers jours qui suivent l'installation semble en effet identique sur des colonies de grande ou de petite dimension, possédant un indice de refuge théorique faible ou élevé. Or, d'après les études précédentes, plus l'habitat colonisé est riche en refuges, plus les juvéniles peuvent atteindre rapidement une taille à laquelle ils seront moins sensibles à la prédation (hypothèse de « Growth-mortality ») (Pechenik, 1990 ; Qian, 1999 ; Doherty, 2002). Shapiro (1987) a montré qu'au-delà de 30 jours après l'installation, les jeunes *Anthias* du Golfe d'Aqaba atteignent des tailles maximales plus élevées sur les colonies de grande dimension que sur les colonies de petite dimension. Par conséquent, l'absence de relation avec la richesse en refuges dans la présente étude pourrait s'expliquer de par le faible laps de temps sur lequel a été estimée la croissance benthique (5 jours). En outre, une autre explication pourrait être que les différences structurales mises en évidence par la typologie à micro-échelle établie sont trop faibles pour avoir une influence significative sur la croissance benthique. De plus, la distribution du nombre de colonies au sein des groupes distingués

était très hétérogène. Cette deuxième hypothèse pourrait également expliquer l'absence de relation entre la structure de l'habitat et les abondances post-installations. Des études ont en effet montré que l'abondance en juvéniles est normalement plus importante sur les colonies de grande dimension, possédant un volume d'anfractuosités plus élevé et donc une plus grande richesse en refuges, le risque de prédation étant alors plus réduit (Almany & Webster, 2006 ; Lecchini et al., 2007).

Si le même genre de projet devait être réalisé à l'avenir, il faudrait sélectionner sur le site d'étude des colonies coralliennes présentant entre elles des contrastes plus forts en terme de dimension et de richesse en refuges pour pouvoir réaliser une typologie basée sur des différences structurales plus importantes. Il faudrait également veiller à ce que la distribution du nombre de colonies au sein de chacun des groupes distingués soit la plus homogène possible. Ceci impliquerait très certainement de travailler sur une aire d'étude plus large. En outre, l'idéal serait que les abondances en juvéniles observées sur la période de l'étude soient plus élevées. Ceci permettrait en effet de d'étudier les relations entre les caractéristiques de l'habitat et la croissance des juvéniles sur plusieurs classes de taille à la capture et donc d'analyser plus précisément les mécanismes étudiés.

5. Références citées

- Abdo, D. A., Seager, J. W., Harvey, E. S., McDonald, J. I., Kendrick, G. A. & Shortis, M. R. (2006). Efficiently measuring complex sessile epibenthic organisms using a novel photogrammetric technique. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 339, 120-133.
- Ackerman, J. L. & Bellwood, D. R. (2000). Reef fish assemblages: a re-evaluation using enclosed rotenone stations. *Marine Ecology Progress Series* **206**, 227-237.
- Adams, A. J. & Ebersole, J. P. (2004). Processes influencing recruitment inferred from distributions of coral reef fishes. *Bulletin of marine science* **75**, 153-174.
- Adams, A. J., Locascio, J. V. & Robbins, B. D. (2004). Microhabitat use by a post-settlement stage estuarine fish: evidence from relative abundance and predation among habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299, 17-33.
- Ahmad, W. & Neil, D. T. (1994). An evaluation of Landsat Thematic Mapper (TM) digital data for discriminating coral reef zonation: Heron Reef (GBR). *International Journal of Remote Sensing* **15**, 2583-2597.
- Almany, G. R. (2003). Priority effects in coral reef fish communities. Ecology 84, 1920-1935.
- Almany, G. R. (2004). Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? *Oikos* **106**, 275-284.
- Almany, G. R. & Webster, M. S. (2006). The predation gauntlet: early post-settlement mortality in reef fishes. *Coral Reefs* 25, 19-22.
- Andréfouët, S. & Guzman, H. (2004). Coral reef distribution, status and geomorphology-biodiversity relationship in Kuna Yala (San Blas) archipelago, Caribbean Panama. *Coral Reefs* **24**, 31-42.
- Andréfouët, S., Kramer, P., Torres-Pulliza, D., Joyce, K. E., Hochberg, E. J., Garza-Perez, R., Mumby, P. J., Riegl, B., Yamano, H., White, W. H., Zubia, M., Brock, J. C., Phinn, S. R., Naseer, A., Hatcher, B. G. & Muller-Karger, F. E. (2003a). Multi-sites evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sensing of Environment* 88, 128-143.
- Andréfouët, S. & Payri, C. (2001). Scaling-up carbon and carbonate metabolism in coral reefs using in situ and remote sensing data. *Coral Reefs* **19**, 259-269.
- Andréfouët, S., Payri, C., Che, L. M., Hochberg, E. J. & Atkinson, M. J. (2003b). Airborne hyperspectral detection of microbial mats pigmentation in Rangiroa atoll (French Polynesia). *Limnology Oceanography* **48**, 426-430.
- Andrew, N. L. & Mapstone, B. D. (1987). Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. Ocean Marine Biology Annual Review 25, 39-90.
- Andrews, K. S. & Anderson, T. W. (2004). Habitat-dependant recruitment of two temperate reef fishes at multiple spatial scales. *Marine Ecology Progress Series* 277, 231-244.
- Appeldoorn, R. S., Recksiek, C. W., Hill, R. L., Pagan, F. E. & Dennis, G. D. (1997). Marine protected areas and reef fish movements: the role of habitat in controlling ontogenetic migration. *Proc.8th Int.Symposium Coral Reef* 2, 1917-1922.
- Armsworth, P. R. (2002). Recruitment limitation, population regulation, and larval connectivity in reef fish metatpopulations. *Ecology* **83**, 1092-1104.
- Arrington, D. A., Winemiller, K. O. & Layman, C. A. (2005). Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia* 144, 157-167.
- Ault, T. R. & Johnson, C. R. (1998a). Relationship between habitat and recruitment of 3 species of damselfishes (Pomacentridae) at Henron Reef, Great Barrier Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 223, 145-166.
- Ault, T. R. & Johnson, C. R. (1998b). Spatially and temporally predictable fish communities on coral reefs. *Ecological Monographs* 68, 25-50.
- Bay, L. K., Buechler, M., Gagliano, M. & Caley, M. J. (2006). Intraspecific variation in the pelagic larval duration of tropical reef fishes. *Journal of Fish Biology* **68**, 1206-1214.
- Bellwood, D. R. & Hughes, T. (2001). Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science* **292**, 1532-1534.
- Bellwood, D. R., Hughes, T., Folke, C. & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature* **429**, 827-833.

- Bellwood, D. R., Hughes, T. & Hoey, A. S. (2006). Sleeping functional group drives coral-reef recovery. *Current Biology* 16, 2434-2439.
- Benaka, L. R. (1999). *Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, Symposium 22.
- Bergenius, M. A. J., Mc Cormick, M. I., Meekan, M. G. & Robertson, D. R. (2005). Environmental influences on larval duration, growth and magnitude of settlement of a coral reef fish. *Marine Biology* **147**, 291-300.
- Binzenhöfer, B., Schröder, B., Strauss, B., Biedermann, R. & Settele, J. (2005). Habitat models and habitat connectivity analysis for butterflies and burnet moths- the example of *Zygaena carniolica* and *Coenonympha arcania. Biological Conservation* **126**, 247-259.
- Booth, D. J. (1992). Larval settlement patterns and preferences by domino damselfish, *Dascyllus albisella*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **155**, 85-104.
- Booth, D. J. & Beretta, G. A. (2004). Influence of recruit condition on food competition and predation risk in coral reef fish. *Oecologia* 140, 289-294.
- Breslow, N. E. (1996). Generalized linear models: checking assumptions and strengthening conclusions. *Journal of Statistics and Applications* **8**, 23-41.
- Brock, J., Wright, C., Clayton, T. & Nayegandhi, A. (2004). Optical rugosity of coral reefs in Biscayne National Park, Florida. *Coral Reefs* 23, 48-59.
- Brown, C. A., Jackson, G. A., Holt, S. A. & Holt, G. J. (2005). Spatial and temporal patterns in modeled particle transport to estuarine habitat with comparisons to larval fish settlement patterns. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **64**, 33-46.
- Brunton, B. J. & Booth, D. J. (2003). Density- and size-dependent mortality of a settling coral-reef damselfish (*Pomacentrus moluccensis* Bleeker). *Oecologia* **137**, 377-384.
- Bythell, J. C., Pan, P. & Lee, J. (2001). Three-dimensional morphometric measurements of reef corals using underwater photogrammetry techniques. *Coral Reefs* **20**, 193-199.
- Campana, S. E. (1990). How reliable are backcalculations based on otoliths? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**, 2219-2227.
- Carassou, L. & Ponton, D. (2007). Spatio-temporal structure of pelagic larval and juvenile fish assemblages in coastal areas of New Caledonia, southwest Pacific. *Marine Biology* **150**, 697-711.
- Carr, M. H. & Hixon, M. A. (1995). Predation effects on early post-settlement survivorship of coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 124, 31-42.
- Caselle, J. E. (1999). Early post-settlement mortality in a coral reef fish and its effects on local population size. *Ecological Monographs* **69**, 177-194.
- Chancerelle, Y. (2000). Méthode d'estimation des surfaces développées de coraux scléractiniaires à l'échelle d'une colonie ou d'un peuplement. *Oceanologica Acta* **23**, 211-219.
- Chittaro, P. M. (2004). Fish-habitat associations across multiple spatial scales. Coral Reefs 23, 235-244.
- Chittaro, P. M., Usseglio, P. & Sale, P. F. (2004). Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental biology of fishes* **72**, 1-13.
- Cocheret de la Morinière, E., Pollux, B. J. A., Nagelkerken, I. & van der Velde, G. (2002). Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuarine, coastal and shelf science* **55**, 309-321.
- Codling, E. A., Hill, N. A., Pitchford, J. W. & Simpson, S. D. (2004). Random walk models for the movement and recruitment of reef fish larvae. *Marine Ecology Progress Series* 279, 215-224.
- Courboulès, J. & Manière, R. (1992). Apport de la télédétection à l'étude de la relation entre l'hydrodynamisme de surface et les récifs coralliens. *International Journal of Remote Sensing* **13**, 1911-1923.
- Dahlgren, C. P. & Eggleston, D. B. (2000). Ecological processes underlying ontogenetic habitat shifts in a coral reef fish. *Ecology* 81, 2227-2240.
- Davison, A. C. & Hinkley, D. V. (1997). *Bootstrap methods and their application*. Cambridge: Cambridge University Press.
- De Roos, A. M., Leonardsson, K., Persson, L. & Mittelbach, G. G. (2002). Ontogenetic niche shifts and flexible behavior in size-structured populations. *Ecological Monographs* **72**, 271-292.
- Dean, C. B. (1992). Testing for overdispersion in Poisson and binomial regression models. *Journal of the American Statistical Association* **87**, 451-457.

- Depczynski, M. & Belwood, D. R. (2004). Microhabitat utilisation patterns in cryptobenthic coral reef fish communities. *Marine Biology* **145**, 455-463.
- Doherty, P. J. (2002). Variable replenishment and the dynamics of reef fish populations. In *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem* (Sale, P. F., ed.), pp. 327-358. San Diego: Academic press.
- Dolédec, S. & Chessel, D. (1994). Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* **31**, 277-294.
- Dorenbosch, M., Grol, M. G. G., Christianen, M. J. A., Nagelkerken, I. & van der Velde, G. (2005). Indo-Pacific seagrass beds and mangroves contribute to fish density and diversity on adjacent coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 302, 63-76.
- Douillet, P., Ouillon, S. & Cordier, E. (2001). A numerical model for fine suspended sediment transport in the southwest lagoon of New Caledonia. *Coral Reefs* **20**, 361-372.
- Dray, S., Chessel, D. & Thioulouse, J. (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology* **84**, 3078-3089.
- Duckworth, A. R., Batterschill, C. N. & Bergquist, P. R. (1997). Influence of explants procedure and environmental factors on culture success of three sponges. *Aquaculture* **156**, 3-4.
- Dufour, V. & Galzin, R. (1992). Le recrutement des poissons récifaux sur l'île de Mooréa, Polynésie française. Impact sur la dynamique des populations et conséquences sur la gestion des stocks. *Cybium* **16**, 267-277.
- Durville, P. & Collet, A. (2002). L'essence de girofle utilisée comme anesthésiant chez les juvéniles de poissons marins tropicaux. *Ressources marines et commercialisation Bulletin de la CPS* **9**, 17-19.
- Ebeling, A. W. & Hixon, M. A. (1991). Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structures. In *The ecology of fishes on coral reefs*. (Sale, P. F., ed.), pp. 509-563. London: Academic Press.
- Eggleston, D. B. (1995). Recruitment in Nassau grouper *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Marine Ecology Progress Series* **124**, 9-22.
- Eleftheriou, A. & McIntyre, A. (2005). Methods for the Study of Marine benthos. Oxford:
- Escofier, B. & Pagès, J. (1998). Analyses factorielles simples et multiples Objesctifs, méthodes et interprétation. Dunod.
- Findlay, A. M. & Allen, L. G. (2002). Temporal patterns of settlement in the temperate reef fish *Paralabrax* clathratus. *Marine Ecology Progress Series* **238**, 237-248.
- Flynn, A., Kulbicki, M. & Sarramégna, S. (2006). Coral reef fish spawning periodicity and habitat in New Caledonia: a multi-faceted approach in a data-deficient environment. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, Okinawa*
- Francis, M. P., Morrison, M. A., Leathwick, J., Walsh, C. & Middleton, C. (2005). Predictive models of small fish presence and abundance in northern New Zealand harbours. *Estuarine, coastal and shelf science* **64**, 419-435.
- Frederick, J. L. (1997). Post-settlement movement of coral reef fishes and bias in survival estimates. *Marine Ecology Progress Series* **150**, 65-74.
- Friedlander, A. M. & Parrish, J. (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **224**, 1-30.
- Garza-Pérez, J. L., Lehmann, A. & Arias-Gonzàlez, J. E. (2004). Spatial prediction of coral reef habitats: integrating ecology with spatial modeling and remote sensing. *Marine Ecology Progress Series* **269**, 141-152.
- Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. Nature 405, 220-227.
- Gervasoni, E. (2004). Influence des facteurs environnementaux sur la croissance des jeunes *Spratteloides gracilis*, un petit poisson pélagique tropical.
- Gettler, M. & Pardoux, C. (2006). La classification automatique.
- Gilbert, A., Andréfouët, S., Yan, L. & Remoissenet, G. (2006). The giant clam *Tridacna maxima* communities of three French Polynesia islands: comparison of their population sizes and structures at early stages of their exploitation. *ICES Journal of Marine Science* **36**, 1-17.
- Gilderhus, P. A. (1991). Benzocaine as an anesthetic for striped bass. Progressive Fish-Culturist 52, 189-191.
- Gillanders, B. M., Able, K. W., Brown, J. A., Eggleston, D. B. & Sheridan, P. F. (2003). Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series* 247, 281-295.
- Gilliers, C., Le Pape, O., Désaunay, Y., Morin, J., Guérault, D. & Amara, R. (2006). Are growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. *Estuarine, coastal and shelf science* **69**, 96-106.

- Guisan, A. & Tuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**, 993-1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**, 147-186.
- Habeeb, R. L., Trebilco, J., Wotherspoon, S. & Johnson, C. R. (2005). Determining natural scales of ecological systems. *Ecological Monographs* 75, 467-487.
- Harborne, A. P., Mumby, P. J., Zychaluk, K., Hedley, J. & Blackwell, P. (2006). Modeling the beta diversity of coral reefs. *Ecology* 87, 2871-2881.
- Harrod, J. J. & Hall, R. E. (1962). A method for determining the surface areas of various aquatic plants. *Hydrobiologia* **20**, 173-178.
- Hawn, A. T., Martin, G. B., Sandin, S. A. & Hare, J. A. (2005). Early juvenile mortality in the coral reef fish *Chromis cyanea* (Pomacentridae): the growth-mortality hypothesis revisited. *Bulletin of marine science* 77, 309-318.
- Hixon, M. A. & Beets, J. P. (1993). Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. *Ecological Monographs* **63**, 77-101.
- Holbrook, S. J., Brooks, A. J. & Schmitt, R. J. (2002). Predictability of fish assemblages on coral patch reefs. *Marine and Freshwater research* **53**, 181-188.
- Holbrook, S. J., Forrester, G. E. & Schmitt, R. J. (2000). Spatial patterns in abundance of a damselfish reflect availability of suitable habitat. *Oecologia* **122**, 109-120.
- Hook, T. O., Rutherford, E. S., Brines, S. J., Mason, D. M., Schwab, D. J., McCormick, M. J., Fleischer, G. W. & DeSorcie, T. J. (2003). Spatially explicit measures of production of young alewives in Lake Michigan : linkage between essential fish habitat and recruitment. *Estuaries* 26, 21-29.
- Hughes, T., Bellwood, D. R., Folke, C., Steneck, R. & Wilson, J. (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in ecology and evolution* **20**, 380-386.
- Ihaka, R. & Gentleman, R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* **5**, 299-314.
- Irisson, J. O., LeVan, A., De Lara, M. & Planes, S. (2004). Strategies and trajectories of coral reef fish larvae optimizing self-recruitment. *Journal of Theoretical Biology* 227, 205-218.
- Jones, G. P., Milicich, M. J., Emslie, M. J. & Lunow, C. (1999). Self-recruitment in a coral reef fish population. *Nature* **402**, 802-804.
- Jongman, R. H. G., ter Braak, C. J. F. & van Tongeren, O. F. R. (1995). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kulbicki, M. (1997). Results of ten years of research (1985-1997) by ORSTOM on diversity, density, biomass and community trophic structure of the lagon and reef fishes in New Caledonia. *Cybium* **21**, 47-79.
- Labrosse, P., Kulbicki, M. & Ferraris, J. (2001). Comptage visuel de poissons en plongée. Conditions d'utilisation et de mises en oeuvre. Outils pour l'évaluation des ressources récifales, Réat. Secrétariat de la Communauté du Pacifique, Nouméa (Nouvelle-Calédonie).
- Labrosse, P., Kulbicki, M. & Ferraris, J. (2003). Underwater visual fish census surveys. Reef resources assessment tools collection. Noumea, New Caledonia:
- Latimer, A., Wu, S., Gelfand, A. E. & Silander, J. A. (2006). Building statistical models to analyze species distribution. *Ecological Applications* **16**, 33-50.
- Lebart, L., Morineau, A. & Piron, M. (1995). Agrégation autour des centres mobiles. In *Statistique exploratoire multidimensionnelle* (Lebart, L., Morineau, A., & Piron, M., eds.), pp. Paris: Dunod.
- Lecchini, D. (2003). Identification of habitat use strategies between the colonization and recruitment stages of coral reff fish in the lagoon of moorea (French Polynesia).
- Lecchini, D. & Galzin, R. (2003). Synthèse sur l'influence des processus pélagiques et benthiques, biotiques et abiotiques, stochastiques et déterministes, sur la dynamique de l'autorecrutement des poissons coralliens. *Cybium* **27**, 167-184.
- Lecchini, D. & Galzin, R. (2005). Spatial repartition and ontogenetic shifts in habitat use by coral reef fishes (Moorea, French Polynesia). *Marine Biology* **147**, 47-58.
- Lecchini, D., Nakamura, Y., Grignon, J. & Tsuchiya, M. (2006). Evidence of density-independant mortality in a settling coral reef damselfish, *Chromis viridis. Ichtyological Research* **53**, 298-300.
- Lecchini, D., Planes, S. & Galzin, R. (2007). The influence of habitat characteristics and conspecifics on attraction and survival of coral reef fish juveniles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **341**, 85-90.

- Leis, J. & Carson-Ewart, B. M. (2001). The larvae of Indo-Pacific coastal fishes: an identification guide to marine fish larvae. Leiden: Brill.
- Leis, J. & Carson-Ewart, B. M. (2002). In situ settlement behaviour of damselfish (Pomacentridae) larvae. *Journal of Fish Biology* **61**, 325-346.
- Leis, J. & McCormick, M. (2002). The biology, behavior and ecology of the pelagic, larval stage of coral reef fishes. In *Coral reef fishes* (Sale, P. F., ed.), pp. 171-198. San Diego: Academic Press.

Lévêque, C. (2001). Ecologie: de l'écosystème à la biosphère. Paris: Dunod.

- Lobinske, R. J., Stimac, J. L. & Ali, A. (2004). A spatially explicit computer model for immature distributions of *Glytotendipes paripes* (Diptera: Chironomidae) in central Florida lakes. *Hydrobiologia* **519**, 19-27.
- Maritorena, S. (1996). Remote sensing of the water attenuation in coral reefs: a case study in French Polynesia. *International Journal of Remote Sensing* **17**, 155-166.
- Marsh, J. A. (1970). Primary productivity of reef-building calcareous algae. Ecology 51, 255-263.
- Mc Cormick, M. I. & Makey, L. J. (1997). Post-settlement transition in coral reef fishes: overlooked complexity in niche shifts. *Marine Ecology Progress Series* **153**, 247-257.
- McClanahan, T. R., Polunin, N. V. C. & Done, T. J. (2002). Ecological states and the resilience of coral reefs. *Conservation Ecology* **6**, 2-18.
- McErlean, A. J. & Kennedy, V. S. (1968). Comparison of some anesthetic properties of benzocaine ans MS222. *Transactions of the American Fisheries Society* **97**, 496-498.
- McPeek, M. A. (2004). The growth/predation risk trade-off: so what is the mecanism? *The American naturalist* **163**, E88-E111.
- Meekan, M. G. & Fortier, L. (1996). Selection for fast growth during the larval life of Atlantic cod *Gadus morhua* on the Scotian shelf. *Marine Ecology Progress Series* **137**, 25-37.
- Mellin, C., Ferraris, J., Galzin, R., Kulbicki, M. & Ponton, D. (2006). Diversity of coral reef fish assemblages: modelling of the species richness spectra from multi-scale environmental variables in the Tuamotu Archipelago (French Polynesia). *Ecological Modelling* 198, 409-425.
- Milicich, M. J. & Doherty, P. J. (1994). Larval supply of coral reef fish populations : magnitude and synchrony of replenishment to Lizard Island, Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* **110**, 121-134.
- Miller, R. L., Castillo, C. E. D. & McKee, B. A. (2005). *Remote Sensing of Coastal Aquatic Environments*. Kluwer Academics Publishers.
- Mora, C. & Sale, P. F. (2002). Are populations of coral reef fish open or closed? *Trends in ecology and evolution* **17**, 422-428.
- Mumby, P. J., Hedley, J. D., Chisholm, J. R. M., Clark, C. D., Ripley, H. & Jaubert, J. (2004). The cover of living and dead corals from airborne remote sensing. *Coral Reefs* 23, 171-183.
- Munday, P. L. & Wilson, S. K. (1997). Comparative efficacy of clove oil and other chemials in anaesthtization of *Pomacentrus amboinensis*, a coral reef fish. *Journal of Fish Biology* **51**, 931-938.
- Nagelkerken, I. & Bak, R. P. M. (1998). Differential regeneration of artificial lesions among sympatric morphs of the Carribean corals *Porites astreoides* and *Stephanocoenia michelinii*. *Marine Ecology Progress Series* 163, 279-283.
- Nagelkerken, I., van der Velde, G., Verberk, W. C. E. P. & Dorenbosch, M. (2006). Segregation along multiple resource axes in a tropical seagrass fish community. *Marine Ecology Progress Series* **308**, 79-89.
- Nakamura, Y. & Sano, M. (2004). Comparison between community structures of fishes in *Enhaulus acoroides-* and *Thalassia hemprichii*-dominated seagrass beds on fringing coral reefs in the Ryukyu Islands, Japan. *Ichtyological Research* 51, 38-45.
- Nelson, J. S. (1984). Fishes of the World. New York: John Wiley & Sons.
- Nemeth, R. (1998). The effect of natural variation in substrate architecture on the survival of juvenile bicolor damselfish. *Environmental biology of fishes* **53**, 129-141.
- Ohman, M. C., Munday, P. L., Jones, G. P. & Caley, M. J. (1998). Settlement strategies and distribution patterns of coral-reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **225**, 219-238.
- Ouillon, S., Douillet, P., Fichez, R. & Panché, J.-Y. (2005). Enhancement of regional variations in salinity and temperature in a coral reef lagoon, New Caledonia. *CR Géosciences* in press,
- Parrish, J. D. (1989). Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series* 58, 143-160.

Pechenik, J. A. (1990). Delayed metamorphosis by larave of benthic marine invertebrates: does it occur? Is there a price to pay? *Ophelia* **32**, 63-94.

Qian, P. Y. (1999). Larval settlement of polychaetes. Hydrobiologia 402, 239-253.

Randall, J. E. (1997). Randall's underwater photos.

- Risk, A. (1998). The effects of interactions with reef residents on the settlement. *Environmental biology of fishes* **51**, 377-389.
- Robertson, D. R. & Kaufmann, K. W. (1998). Assessing early recruitment dynamics and its demographic consequences among tropical reef fishes: accomodating variation in recruitment seasonality and longevity. *Australian journal of ecology* 23, 226-233.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M. & Kitagawa, G. (1986). Akaike Information Criteria Statistics. Dordrecht/Tokyo: D. Reidel Publishing Company.
- Sale, P. F., Danilowicz, B. S., Doherty, P. J. & Williams, D. M. (2005). The relation of microhabitat to variation in rercuitment of young-of-year coral reef fishes. *Bulletin of marine science* **76**, 123-142.
- Scharf, F. S., Manderson, J. P. & Fabrizio, M. C. (2006). The effects of seafloor habitat complexity on survival of juvenile fishes: species-specific interactions with structural refuge. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335, 167-176.
- Schmitten, R. A. (1999). Essential fish habitat: opportunities and challenges for the next millenium. In *Fish habitat:* essential fish habitat and rehabilitation. (Benaka, L. R., ed.), pp. 3-10. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, Symposium 22.
- Shapiro, D. Y. (1987). Inferring larval recruitment strategies from the distributional ecology of settled individuals of a coral reef fish. *Bulletin of marine science* **41**, 289-295.
- Sponaugle, S., Grorud-Colvert, K. & Pinkard, D. (2006). Temperature-mediated variation in early life history traits and recruitment success of the coral reef fish *Thalassoma bifasciatum* in the Florida Keys. *Marine Ecology Progress Series* 308, 1-15.
- Sponaugle, S., Lee, T., Kourafalou, V. & Pinkard, D. (2005). Florida current frontal eddies and the settlement of coral reef fishes. *Limnology and Oceanography* **50**, 1033-1048.
- Srinivasan, M. (2003). Depth distributions of coral reef fishes: the influence of micro-habitat structure, settlement, and post-settlement processes. *Oecologia* **137**, 76-84.
- Talge, H. (1992). Impact of recreational diving on scleractinian corals at Looc Key, Florida. *Proc.Seventh International Coral Reef Symposium* 2, 1077-1082.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S. & Olivier, J. M. (1997). ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Journal of Statistic Computation* **7**, 75-83.
- Todd, P. A., Ladle, R. J., Lewin-Koh, N. J. I. & Chou, L. M. (2004). Flesh or bone? Quantifying small-scale coral morphology using with-tissue and without-tissue techniques. *Marine Biology* **145**, 323-328.
- Victor, B. C. (1991). Settlements strategies and biogeography of coral reef fishes. In *The ecology of fishes on coral reefs*. (Sale, P. F., ed.), pp. 231-260. London: Academic Press.
- Vigliola, L., Harmeli, V. M. & Meekan, M. G. (2000). Comparison of techniques of backcalculation of growth and settlement marks from the otoliths of three species of *Diplodus* from the Mediterranean Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 1291-1299.
- Vigliola, L. & Meekan, M. J. (2002). Size at hatching and planktonic growth determine post-settlement survivorship of a coral reef fish. *Oecologia* **131**, 89-93.
- 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 United Kingdom* 86, 1229-1236.
- Webster, M. S. (2002). Role of predators in the early post-settlement demography of coral-reef fishes. *Oecologia* **131**, 52-60.
- Webster, M. S. & Almany, G. R. (2002). Positive indirect effects in a coral reef fish community. *Ecology Letters* 5, 549-557.
- Williams, D. M. (1982). Patterns in the distribution of fish communities across the central Great Barrier Reef. Coral Reefs 1, 35-42.
- Williams, D. M. (1991). Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. In *The ecology of fishes on coral reefs*. (Sale, P. F., ed.), pp. 437-474. London: Academic Press.
- Wilson, D., Heinsohn, R. & Legge, S. (2006a). Age- and sex-related differences in the spatial ecology of a dichromatic tropical python (*Morelia viridis*). Austral Ecology **31**, 577-587.

- Wilson, D. T. & McCormick, M. I. (1997). Spatial and temporal validation of settlement-marks in the otoliths of tropical reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* **153**, 259-271.
- Wilson, S. K., Graham, N. A. J., Pratchett, M. S., Jones, G. P. & Polunin, N. V. C. (2006b). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology* 12, 2220-2234.
- Wooldridge, S., Done, T., Berkelmans, R., Jones, R. & Marshall, P. (2005). Precursors for resilience in coral communities in a warning climate: a belief network approach. *Marine Ecology Progress Series* **295**, 157-169.

6. Annexes

6.1 Annexe 1 : juvéniles observés lors des comptages de la partie 2.

| Avec Tmax: taille maximale de chaque espèce (en cm). Les | s familles sont rangées suivant Nelson (198 | 4). |
|--|---|-----|
|--|---|-----|

| Famille | Genre | Espèces | 1/3 Tmax |
|----------------|----------------|---------------------|-------------|
| HOLOCENTRIDAE | Neoniphon | sammara | 8.3 |
| SERRANIDAE | Eninenhelus | merra | 9.3 |
| | Plectronomus | leonardus | 26.7 |
| APOGONIDAE | Ostorhincus | compressus | 33 |
| | Lutianus | aibhus | 13.3 |
| | Laganas | atkinsoni | 15.0 |
| | Louinnao | annivittatus | 73 |
| | | barak | 12.7 |
| | | nahulosus | 12.7 |
| | | rubrioporoulotuo | 25.5 |
| | | rubrioperculatus | 15.0 |
| | | sp. | 0.0 |
| | Manadaria | variegatus | 7.3 |
| | Monotaxis | grandoculis | 16.7 |
| NEMIPIERIDAE | Scolopsis | bilineatus | 1.1 |
| MULLIDAE | Parupeneus | barberinoides | 7.3 |
| | | barberinus | 18.3 |
| | | ciliatus | 11.7 |
| | | cyclostomus | 16.7 |
| | | indicus | 15.0 |
| | | multifasciatus | 8.3 |
| | | spilurus | 11.0 |
| | Upeneus | tragula | 10.0 |
| CHAETODONTIDAE | Chaetodon | auriga | 7.7 |
| | | baronessa | 5.0 |
| | | citrinellus | 3.7 |
| | | flavirostris | 5.7 |
| | | lunulatus | 4.7 |
| | | pelewensis | 4.0 |
| | | plebeius | 3.7 |
| | | speculum | 5.3 |
| | | trifascialis | 5.3 |
| | Heniochus | chrysostomus | 5.7 |
| POMACANTHIDAE | Centropyge | bicolor | 4.3 |
| | 150 | tibicen | 4.7 |
| POMACENTRIDAE | Abudefduf | sexfasciatus | 5.7 |
| | Amphiprion | clarkii | 5.0 |
| | | melanopus | 4.3 |
| | Chromis | viridis | 2.7 |
| | Chrysintera | taunou | 27 |
| | Pomacentrus | adelus | 3.0 |
| | 1 onnaoonni uo | amhoinensis | 3.0 |
| | | chrysurus | 37 |
| | | coolostis | 2.6 |
| | | moluccensis | 2.0 |
| | | nanasakiansis | 2.0 |
| | | nayasaniciisis | 37 |
| | | vajuli | 3.1 |
| | Storootoo | valuli pigrioono | 5.5 |
| | Siegastes | nigricaris | 5. 0 |

Annexe 1 suite.

| Famille | Genre | Espèces | 1/3 Tmax |
|----------------|----------------|----------------|----------|
| LABRIDAE | Bodianus | perditio | 18.3 |
| | Cheilinus | chlorourus | 12.3 |
| | | diagrammus | 13.3 |
| | Cheilio | inermis | 16.0 |
| | Choerodon | graphicus | 16.7 |
| | Coris | aygula | 25.0 |
| | | batuensis | 5.0 |
| | | dorsomacula | 6.3 |
| | Epibulus | insidiator | 11.7 |
| | Gomphosus | varius | 6.7 |
| | Halichoeres | melanurus | 3.7 |
| | | trimaculatus | 7.3 |
| | Hemiavmnus | melapterus | 18.3 |
| | Labrichtys | unilineatus | 5.8 |
| | Oxvcheilinus | bimaculatus | 5.0 |
| | Stethoiulis | notialis | 3.2 |
| | | striaiventer | 4.7 |
| | Suezichthys | devisi | 4.7 |
| | Thalassoma | lunare | 6.7 |
| | | lutescens | 7.3 |
| SCARIDAE | Calotomus | carolinus | 13.3 |
| | Hipposcarus | longiceps | 18.3 |
| | Leptoscarus | vaigensis | 11.6 |
| | Scarus | altipinnis | 20.0 |
| | ecuruc | frenatus | 13.3 |
| | | ahobban | 23.3 |
| | | microrhinos | 21.7 |
| | | niaer | 12.3 |
| | | psittacus | 9.0 |
| | | rivulatus | 15.0 |
| | | rubroviolaceus | 21.7 |
| | | sordidus | 11.0 |
| | | SD. | 9.0 |
| MUGILOIDIDAE | Parapercis | cvlindrica | 4.3 |
| ACANTHURIDAE | Acanthurus | blochii | 11.7 |
| | | dussumieri | 16.7 |
| | | xanthopterus | 18.3 |
| | Ctenochaetus | striatus | 9.0 |
| | Naso | annulatus | 16.7 |
| | | unicornis | 23.3 |
| | Zebrasoma | scopas | 6.0 |
| | | veliferum | 11.7 |
| SIGANIDAE | Siganus | doliatus | 9.0 |
| | 3 | fuscescens | 7.3 |
| | | spinus | 6.7 |
| | | SD. | 10.4 |
| BALISTIDAE | Pseudobalistes | fuscus | 18.3 |
| MONACANTHIDAE | Acreichthys | tomentosus | 4.0 |
| OSTRACIIDAE | Ostracion | cubicus | 15.0 |
| TETRAODONTIDAE | Canthigaster | benetti | 3.3 |

6.2 **Annexe 2 :** Abondance moyenne de chacune des espèces d'hétérospécifiques par colonie corallienne sur la période de l'étude et régime alimentaire.

Avec : Pk = Plancton - He = Algues - Mc = Macro-invertébrés benthiques - mc = micro-invertébrés benthiques - zoo = Zoobenthos - Pi = Poissons - Co = Coraux.

| Fspèce | | | | | | | | | | Co | olonie | | | | | | | | | Régime |
|---------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|------|--------|--------|---------|----------|---------------------|----------|--------|--------|-------|--------|------|------|-------------|
| | 1 | 2 | 4 | 5 | 6 | 7 | 9 | 13 | 11a | 11b | 11c | 12a | 12b | 3a | 3b | 3c | 3d | 8a | 8b | alimentaire |
| Pomacentridae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Abudefduf sexfasciatus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | Pk/He |
| Chromis fumea | 1.67 | 1.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.33 | 1.33 | 1.33 | 1.33 | 0.00 | 0.00 | Pk |
| Chrysiptera rollandi | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/He |
| Chrysiptera taupou | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/He |
| Chromis viridis | 200.00 | 200.00 | 366.67 | 366.67 | 366.67 | 363.33 | 0.00 | 220.00 | 200.00 | 200.00 | 200.00 | 66.67 | 66.67 | 210.00 | 210.00 | 10.00 | 210.00 | 1.67 | 1.67 | Pk |
| Dascyllus aruanus | 2.00 | 2.00 | 7.67 | 7.67 | 7.67 | 0.00 | 0.00 | 11.00 | 4.33 | 4.33 | 4.33 | 6.67 | 6.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk |
| Nepomacentrus nemurus | 3.00 | 3.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 16.67 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk |
| Pomacentrus adelus | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 | 0.00 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | Pk |
| Pomacentrus amboinensis | 2.33 | 2.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 3.00 | 3.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk |
| Pomacentrus nagasakiensis | 0.00 | 0.00 | 2.33 | 2.33 | 2.33 | 6.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 3.33 | 3.33 | 3.33 | 3.33 | 1.67 | 1.67 | Pk |
| Pomacentrus pavo | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.00 | 0.33 | 10.67 | 10.67 1 | 0.676.67 | 6.67 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.33 | 0.33 | Pk | |
| Pomacentrus spp | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk |
| Pristotis obtusirostris | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/He/zoo |
| Acanthuridae | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 4.07 | 4.07 | 4.07 | 0.07 | 0.07 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | |
| Acanthurus biochii | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 4.67 | 4.67 | 4.67 | 6.67 | 6.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Не |
| Caesionidae | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 4 00 | 4 00 | 4 00 | 4 00 | 4 00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Dis/Lis |
| | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 4.00 | 4.00 | 4.00 | 4.00 | 4.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | PK/He |
| Caesio spp | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 10.07 | 10.07 | 10.07 | <i>33.33</i> | <u> </u> | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | me |
| Canthigastor valontini | 0.00 | 0.00 | 1 00 | 1 00 | 1 00 | 0.00 | 0.00 | 033 | 033 | 033 | 0 33 | 0 33 | 0 33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | me |
| Serranidae | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.55 | 0.55 | 0.55 | 0.55 | 0.55 | 0.55 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | IIIC |
| Cenhalonholis boenack | 0 33 | 0 33 | 0 33 | 0 33 | 0 33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 33 | 0 33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pi |
| Pomacanthidae | 0.00 | 0.00 | 0.55 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 11 |
| Centropyge tibicen | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | He |
| Apogonidae | 0.00 | 0.00 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01 | 0.01 | |
| Cheilodipterus sp | 6.67 | 6.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Mc |
| Mullidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parupeneus spilurus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Z00 |
| Mulloides flavolineatus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Z00 |
| Ptereleotridae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ptereleotris microlepis | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk |
| Siganidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Siganus doliatus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | He |
| Pinguipedidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parapercis cylindrica | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.67 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | zoo/He |
| Parapercis hexophthalma | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | zoo/He |

Annexe 2 : 2 de 2

| Espèce | Abondance moyenne par colonie sur la période de l'étude | | | | | | | | | | | | | Régime | | | | | | |
|--------------------------|---|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--------|------|------|------|------|------|-------------|
| · | 1 | 2 | 4 | 5 | 6 | 7 | 9 | 13 | 11a | 11b | 11c | 12a | 12b | 3a | 3b | 3c | 3d | 8a | 8b | alimentaire |
| Chaetodontidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chaetodon auriga | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/Co/He |
| Chaetodon baronessa | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/Co/He |
| Chaetodon citrinellus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.66 | Pk/Co/He |
| Chaetodon ephippium | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/Co/He |
| Chaetodon flavirostris | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.33 | 0.33 | 1.33 | 1.33 | 1.33 | 1.67 | 1.67 | 3.00 | 3.00 | 3.00 | 3.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/Co/He |
| Chaetodon lunulatus | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.67 | 0.33 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 3.00 | 3.00 | Pk/Co/He |
| Chaetodon menalotus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | Pk/Co/He |
| Chaetodon plebeius | 1.67 | 1.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 1.33 | 0.33 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.67 | 1.67 | Pk/Co/He |
| Chaetodon speculum | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | Pk/Co/He |
| Chaetodon trifascialis | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/Co/He |
| Coradion altivelis | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | Pk/He |
| Heniochus acuminatus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | Pk/mc |
| Labridae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cheilinus chlorurus | 1.00 | 1.00 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 1.33 | 1.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | mc |
| Halichoeres melanurus | 0.00 | 0.00 | 1.67 | 1.67 | 1.67 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 1.67 | 1.67 | 1.67 | 1.33 | 1.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Z00 |
| Halichoeres trimaculatus | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Z00 |
| Stethojulis notialis | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Pk/He |
| Stethojulis stringventer | 0.33 | 0.33 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.66 | Pk/He |
| Thalassoma lunare | 4.00 | 4.00 | 6.00 | 6.00 | 6.00 | 3.00 | 1.00 | 0.67 | 6.67 | 6.67 | 6.67 | 5.00 | 5.00 | 1.67 | 1.67 | 1.67 | 1.67 | 3.33 | 3.33 | Z00 |
| Thalassoma lutescens | 1.67 | 1.67 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 1.00 | 0.33 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 | 0.33 | Z00 |
| Cirrhitidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cirrhitichtys falco | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Mc |
| Grammistidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diploprion bifasciatum | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Mc |
| Haemulidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diagramma pictum | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 2.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Z00 |
| Hemigymnus melapterus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Z00 |
| Nemipteridae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Scolopsis bilineatus | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | Z00 |
| Scaridae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Scarus ghobban | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | He |
| Scarus rivulatus | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.67 | 1.67 | 1.67 | 1.67 | 0.00 | 0.00 | He |
| Scarus sordidus | 1.33 | 1.33 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 1.67 | 1.67 | 1.67 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | Не |
| Scarus spp | 2.33 | 2.33 | 1.33 | 1.33 | 1.33 | 1.33 | 0.00 | 2.33 | 2.33 | 2.33 | 2.33 | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 2.33 | 2.33 | He |
7. Résumé

L'habitat essentiel des juvéniles de poissons est indispensable pour assurer la pérennité des ressources halieutiques car la quantité et la qualité de ces habitats conditionnent la croissance et la survie des juvéniles, et donc la réussite de leur recrutement dans les populations adultes. Cette étude a constitué une première approche des habitats des jeunes stades de plusieurs espèces de poissons récifaux lagonaires en Nouvelle-Calédonie selon trois échelles spatiales : celle du lagon sud-ouest, celle de deux îlots du lagon sud-ouest, celle d'une baie. A l'échelle du lagon sudouest, la diversité des patrons d'utilisation de l'habitat après l'installation a été explorée à partir de données de comptages réalisés entre 1986 et 2001. Les assemblages de juvéniles et leurs variations saisonnières ont été caractérisés, à la fois pour les habitats à grande échelle incluant les zones côtières, intermédiaires et du récif barrière, ainsi que pour les habitats à petite échelle incluant les fonds durs avec du corail vivant et les fonds meubles avec des herbiers et des algueraies. Pour certaines espèces abondantes, des changements d'habitats ont été démontrés au cours des saisons (par ex. Lutjanus fulviflamma et Siganus argenteus) et au cours de la croissance (par ex. Lethrinus atkinsoni, Scarus ghobban). Au cours de leur croissance, certaines espèces présentent une augmentation du nombre d'habitats qu'ils utilisent durant leur période juvénile (21% et 33% à grande et à petite échelle respectivement), d'autres présentent une diminution du nombre d'habitats qu'ils utilisent (10% et 3%), d'autres présentent un changement radical d'habitat (23% et 3%) et la majorité des espèces ne présente pas de changement d'habitat (46% à grande échelle, dont 39% de juvéniles observés dans les habitats intermédiaires, et 61% à petit échelle, dont 75% de juvéniles observés dans les algueraies ou les herbiers). Ces résultats indiquent les échelles spatiales et temporelles à prendre en compte pour la protection des habitats dans le cadre de gestion des ressources, autant au niveau des assemblages qu'au niveau des espèces. A l'échelle de deux îlots, un modèle prédictif du nombre d'espèces et d'individus juvéniles présents dans un environnement donné a été développé puis spatialisé à une échelle adaptée à la prise de décisions concernant la gestion des réserves. Des modèles linéaires généralisés ont d'abord été construits pour prédire le nombre d'espèces et d'individus juvéniles à partir de variables environnementales temporelles et spatiales, enregistrées à des échelles allant de 10m à 10km autour les îlots Larégnère et Canard. Le modèle statistique a ensuite été spatialisé à partir de cartes d'habitats créées à partir des outils de télédétection. Le modèle a montré l'importance des variables à 10-100m qui expliquent plus de 71% de la variabilité du nombre d'espèces. Le couplage avec les données de télédétection et les outils de SIG a ensuite montré qu'un nombre important d'espèces et d'individus juvéniles était concentré sur une bande étroite à la limite de la terrasse lagonaire peu profonde. Ces résultats ont d'importantes implications sur les priorités de gestion dans le cadre de la protection des habitats. A l'échelle d'une baie, l'effet du micro-habitat a été évalué sur les abondances et la croissance postinstallation de Pomacentrus moluccensis (Pomacentridae). Une méthode de description des colonies coralliennes à partir de photographies sous-marines d'abord été mise au point lors d'une étude pilote, avant d'être utilisée pour effectuer une typologie des colonies coralliennes de la Baie des Citrons. Des comptages visuels des juvéniles de *P. moluccensis* ainsi que des poissons résidents ont montré un effet significatif et positif de l'abondance en résidents sur l'abondance en juvéniles de *P. moluccensis* après l'installation, mais aucun effet du type de colonie corallienne. Les croissances pélagique et benthique de P. moluccensis ont été étudiées par otolithométrie, ce qui a permis de caractériser les traits de vie larvaire ainsi que la croissance jusqu'à cinq jours après l'installation chez cette espèce. La croissance pélagique n'a eu aucune influence sur la sélection d'un type de colonie corallienne à l'installation. Par ailleurs le type de colonie corallienne n'a pas eu d'effet significatif sur la croissance benthique. Une étude à plus grande échelle permettrait éventuellement de mettre en évidence les facteurs environnementaux ayant une influence significative sur la croissance après l'installation.