

Mémoire de Master 2 Océanographie et Environnements Marins
Parcours 'Gestion des milieux marins'
Juin 2009

Evaluation de l'efficacité des AMP du lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie :

Application à trois mollusques récifaux



Laurence MAUREL

Encadrement : Pascal Dumas, UR CoRéUs
Institut de Recherche pour le Développement, Nouméa

Remerciements

Je tiens à remercier tout d'abord Pascal Dumas, mon maître de stage, pour son accueil au sein de l'équipe CoRéUs et du projet PAMPA, la confiance qu'il m'a accordé pendant ce stage, et le remercie de m'avoir permis de développer mon esprit d'initiatives. Merci de m'avoir embarquée dans la mission bénitier à Maré !

Je remercie les pilotes de l'IRD pour toutes les sorties dans le lagon, leurs histoires et surtout la bonne humeur de Sam et Miguel. Merci à Napo et sa précision de Maître !

Merci à tous ceux qui ont participé à la mise en place de la manip 'plâtre', notamment Joseph Baly, merci à lui pour m'avoir donné un sacré bon coup de main dans le moulage de plus de 300 petits blocs et pour nous avoir accompagné sur le terrain!

Je remercie l'ensemble de l'équipe CoRéUs, particulièrement Laurent Vigliola pour son aide sur les GLM, mais surtout Dominique Ponton, pour avoir consacré du temps à la relecture du mémoire au moment le plus 'critique' du stage et pour m'avoir permis de me poser les bonnes questions.

Bien évidemment, un grand merci à Haizéa Jiménez, pour tous ses précieux conseils, sa rigueur, son aide sur les problèmes rencontrés et ses conseils pour mieux gérer mon temps (surtout à la fin), pour toutes les discussions-boulot (ou pas !). Merci de m'avoir réconfortée dans les moments difficiles.

Merci à Christophe Peignon, ami et collègue de bureau, qui m'a permis de toucher du doigt le monde caldoche, pour les bons moments passés ensemble sur le terrain et l'apprentissage de ses astuces de plongeur expérimenté, pour ses histoires d'incorrigible baroudeur... Merci.

Je ne peux pas quitter le caillou (et Dieu sait que je n'en ai pas envie) sans remercier tous les IRDiens lofteurs (et non lofteurs) qui ont participé au fait que cette expérience restera inoubliable, merci à Flo, Lou, Polo, Raph, Sylvie, Delphine, Mike, Alban et les autres, merci pour tous ces moments passés ensemble: soirées de fêtes, discussions au loft ou au Nakamal, et tous ces supers week-ends en brousse, loin de la ville !

J'adresse tout particulièrement mes remerciements à ma famille, surtout mes parents et Pauline, qui, malgré les 20 000km qui nous séparent, me soutiennent et m'encouragent à poursuivre dans cette voie, pas toujours évidente à suivre, mais sont là pour me rappeler combien il faut s'accrocher et persévérer.

Enfin, merci à Romain, d'être là pour moi en toutes circonstances et malgré la distance, merci de me pousser à faire de mon mieux, de me faire confiance et de me soutenir dans mes passions !

Résumé

Les Aires Marines Protégées (AMP) sont un instrument essentiel de gestion utilisé dans tous les océans du monde depuis les années 70. Au delà de l'effet réserve, l'habitat, et plus généralement, les facteurs environnementaux sont susceptibles d'influencer la distribution des organismes benthiques dans de nombreux écosystèmes. L'objectif général de l'étude présentée ici, est d'évaluer l'impact des réserves marines du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie sur des mollusques à valeur commerciale en tenant compte de l'habitat. Les tailles et abondances de deux espèces de trocas (*Tectus pyramis* et *Trochus niloticus*) et d'une espèce de bénitier (*Tridacna maxima*) ont été mesurées à différentes saisons (été vs hiver) et années (2007, 2008 et 2009). 11 sites, situés dans la partie haute de la pente externe, au large du Grand Nouméa sont concernés par l'étude dont 4 bénéficient d'un statut d'Aire Marine Protégée. L'habitat est décrit par 18 catégories de recouvrement benthique et l'hydrodynamisme par une méthode de dissolution de plâtre. L'impact des réserves sur *T. maxima* n'est visible ni sur la taille ni sur la densité. Les réserves n'ont pas d'effets significatifs sur la taille ou densité de *T. pyramis*, espèce sans intérêt commercial. Un gradient d'exploitation de *T. niloticus* et un gradient environnemental semblent influencer la distribution de l'espèce. Taille et densité de *T. niloticus*, cible préférentielle des pêcheries côtières, sont favorisées dans les AMP. Le nombre et la taille de *T. niloticus* sont plus élevés dans les sites AMP plutôt que dans les sites non AMP et ce, pour des habitats similaires.

Mots-clés: Aires Marines Protégées; Trocas; Bénitiers; Habitat; Nouvelle-Calédonie

Abstract

Marine Protected Areas have become an essential management tool used in World oceans since the 70s. Beyond reserve effect, the habitat, more commonly environmental factors can influence benthic organisms' distribution in many ecosystems. The main goal of the present study is to evaluate the impact of marine reserves in New-Caledonia South-West lagoon on commercial mollusc species taking into account their habitat. The size and the abundance of two trochus species (*Tectus pyramis* and *Trochus niloticus*) and one giant clam specie (*Tridacna maxima*) were measured on two different seasons (summer vs winter) and years (2007, 2008 and 2009). 11 sites from the upper part of the reef slope, of the Big Noumea were concerned by the project, 4 of them were Marine Protected Areas. Habitat is described by 18 categories of benthic coverage and hydrodynamic conditions by a method of plaster dissolution. The impact of reserves on *T. maxima* does not exist whether on size nor on the density. Reserves have not significant effect on *T. pyramis* size or density, a specie with no commercial value. An exploitation gradient of *T. niloticus* and an environmental gradient seem to influence the specie distribution. Size and density of *T. niloticus*, coastal fisheries preferential target, are affected by the protection status. Considering similar habitats, the number and the size are higher in MPA sites than in non MPA sites.

Keywords: Marine Protected Areas; Trochus; Giant clam; Habitat; New-Caledonia

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
1. Présentation des AMP	1
2. Les effets des AMP	1
3. Notion d'habitat	2
4. Les ressources marines en Nouvelle-Calédonie	2
5. Contexte de l'étude	3
MATERIEL ET METHODES	4
1. Zone d'étude	1
2. Echantillonnage des invertébrés marins	2
3. Identification de l'habitat	2
4. Caractérisation de l'hydrodynamisme	3
5. Quantification du périphyton	4
5.1. Méthode de prélèvement	4
5.2. Analyse de laboratoire	5
6. Analyses des données	6
6.1. Analyses univariées	6
6.2. Analyses multivariées	6
RESULTATS	8
1. Effet temporel sur les populations de trocas et bénitiers	8
1.1. Différences entre deux saisons	8
1.1.1 Structure de l'habitat	8
1.1.2 Assemblage de mollusques	9
1.2. Différences entre 2007 et 2009	10
1.2.1 Structure de l'habitat	10
1.2.2 Assemblage de mollusques	12
2. Distribution spatiale des populations de trocas et de bénitiers	13
2.1. Etude des variables environnementales	13
2.1.1 Hydrodynamisme	13
2.1.2 Périphyton	14
2.1.3 Structure de l'habitat	14
2.2. Structure des communautés	16
2.3. Relation entre les variables environnementales et les population de trocas et de bénitiers	18
DISCUSSION	19
1. Réponse de l'habitat et des populations face à un effet temporel	19
1.1. Différences entre les saisons 2007	19
1.2. Différences inter-annuelles : 2007 vs 2009	19
2. Structuration de l'habitat en groupe	21
3. Effet du statut de protection sur la communauté d'invertébrés	22
3.1. Répartition et taille des trocas	22
3.2. Répartition et taille des bénitiers	23
4. Influence des variables environnementales sur les populations	23
Conclusion	24
Références	26

INTRODUCTION

1. Présentation des AMP

L'augmentation globale de la pression de pêche et les effondrements récents et historiques de plusieurs pêcheries ont conduits les gestionnaires marins à réévaluer les méthodes traditionnelles de gestion des ressources. Depuis les années 70, les Aires Marines Protégées (AMP) sont devenues un instrument de gestion utilisé dans tous les océans du monde (Lubchenco *et al.*, 2003). Elles comprennent plusieurs sous-classes (sanctuaires marins, parcs marins, réserves marines...) qui sont définies par leurs niveaux de protection (Browman et Stergiou, 2004). Une AMP correspond à "toute zone de terrain intertidal ou subtidal, avec ses eaux subjacentes ainsi que la flore, la faune et les caractéristiques historiques et culturelles associées, classées par la loi ou tout autre procédé efficace afin de protéger tout ou une partie de l'environnement compris dans ses limites" (Résolution 17.38 de l'Assemblée Générale de 1988 de l'UICN, Union Internationale pour la Conservation de la Nature). Les AMP sont devenues un sujet principal de l'écologie marine attirant l'attention à la fois sur la gestion des pêcheries et sur la biologie de la conservation. Leurs bénéfices s'étendent aux domaines sociaux, économiques et scientifiques (Bohnsack, 1998).

2. Les effets des AMP

Les bénéfices potentiels des réserves incluent l'augmentation des abondances et tailles des individus, l'augmentation de la diversité des espèces, l'émigration de juvéniles et adultes ou l'export de propagules vers les zones extérieures aux réserves (Roberts et Polunin, 1991; Bohnsack, 1998). La plupart des études montrent que les espèces les plus sensibles aux AMP sont les espèces de grandes tailles, les prédateurs longévifs, et plus généralement les organismes hautement vulnérables face à une pression de pêche importante (Sanchez Lizaso *et al.*, 2000). Les espèces à croissance lente et maturité tardive répondent plus lentement que les autres espèces à la protection des réserves (Halpern et Warner, 2002). Certaines espèces ne sont pas influencées par la protection ou réagissent de manière opposée (abondance plus faible ou taille moins grande), probablement à cause d'interactions interspécifiques (Sanchez Lizaso *et al.*, 2000).

Les résultats observés pour les invertébrés sont moins importants que pour les poissons. L'effet réserve sur les invertébrés dépend du niveau d'exploitation de l'espèce considérée et de sa position trophique (Halpern, 2003). Les invertébrés étant plus sédentaires, le déplacement des individus vers les zones adjacentes, est négligeable, voire absent, et ne peut être possible que par la dispersion larvaire (Ashworth *et al.*, 2004) mais l'effet reste bénéfique pour la richesse spécifique, l'abondance, la taille et la biomasse (Garcia-Charton *et al.*, 2000; Halpern, 2003).

L'évaluation de l'efficacité des réserves nécessite de séparer les effets AMP des effets de l'hétérogénéité spatiale et temporelle naturelle (Garcia-Charton *et al.*, 2000, Lincoln-Smith *et al.*, 2006). D'autres paramètres sont susceptibles d'influencer l'impact des réserves sur la ressource biologique comme la composition spécifique, l'intensité de la pêche autour des réserves, la mobilité de l'adulte, l'étendu de l'habitat potentiel ainsi que le type et la qualité de l'habitat (Halpern, 2003).

3. Notion d'habitat

En écologie, la notion d'habitat est fondamentale dans l'étude de la composition des communautés (Jones et Syms, 1998). La qualité de l'habitat peut directement réguler la taille de la population si la disponibilité en ressources critiques influence le taux de recrutement et de mortalité. La structure de l'habitat peut être bénéfique ou au contraire diminuer l'effet de la protection des AMP (Garcia-Charton, *et al.*, 2000). L'étude de la distribution spatiale des espèces et de la continuité de leurs habitats à l'intérieur et à l'extérieur des réserves permet d'évaluer la capacité d'un habitat à protéger des espèces exploitées en prenant en compte les mouvements de ces espèces (Sale *et al.*, 2005). En effet, les facteurs environnementaux influencent la distribution des organismes benthiques dans de nombreux écosystèmes, et donc également dans les écosystèmes coralliens (par exemple, Salvat *et al.*, 1972; Sale 1978). Certains travaux récents sur les récifs coralliens suggèrent que la distribution spatiale des organismes associés, est influencée par divers facteurs environnementaux comme la profondeur, l'exposition aux vagues, la composition des sédiments, présence/absence de coraux constructeurs (Flammang *et al.*, 1997; Chiappone *et al.*, 2002; Clearly *et al.*, 2005). La répartition des invertébrés tels que les trocas et les bécotiers, est également fortement liée au substrat. Le trocas (mollusque, gastropode) broute le biofilm algal à la surface de la dalle rocheuse la nuit et se dissimule sous le corail le jour (Bour, 1992), il vit dans les zones exposées aux vents, sur les platiers et début de pente externe du corail. Le bécotier (mollusque, bivalve), vit en symbiose avec un dinoflagellé du genre *Symbiodinium* spp. qui le fournit en produit de photosynthèse, il est fixé sur les substrats calcaires durs, souvent de la dalle ou du corail (Teitelbaum et Friedman, 2008).

4. Les ressources marines en Nouvelle-Calédonie

Il existe trois types de pêche en Nouvelle Calédonie : la pêche industrielle, la pêche artisanale et la pêche de plaisance et vivrière. Cette dernière est destinée essentiellement à l'autoconsommation. Les ressources marines du lagon représentent, alors, un apport de nourriture important pour les populations de Nouvelle-Calédonie. Selon les chiffres des affaires maritimes de 2007, on compte 428 tonnes de poissons récifaux-lagonaires pêchés, 251t d'autres produits

récifaux-lagonaires, dont 153t de coquilles de trocas. Le 'vrai' troca, *Trochus niloticus* est le mollusque gastéropode le plus important économiquement dans l'Indo-Pacifique Ouest (Heslinga *et al.*, 1984). En plus d'être consommé, la coquille fournit la matière première à l'industrie des boutons de nacre. Quant aux bénitiers, ils sont pêchés traditionnellement en Nouvelle-Calédonie pour leur chair. Les quantités vendues localement (à l'exclusion de la consommation de subsistance) sont estimées entre 2t et 3t par an (Baillon *et al.*, 2002), certaines espèces de bénitiers se raréfient sur les côtes du Territoire. Ces deux groupes de mollusques sont particulièrement exploités, et les zones hors réserves sont souvent surpêchées. Malgré un braconnage probable dans les sites réserves, l'étude de ces populations pourrait permettre d'obtenir un indicateur de l'efficacité des réserves.

5. Contexte de l'étude

Cette étude s'intègre dans le cadre du programme national de recherche PAMPA (Indicateurs de la Performance d'Aires Marines Protégées pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages) dont l'objectif est d'évaluer la performance de systèmes de gestion des écosystèmes côtiers dont les AMP. En Nouvelle-Calédonie, ce projet est réalisé en collaboration entre Ifremer, l'unité de Recherche CoReUs (Biocomplexité des écosystèmes coralliens de l'Indo-Pacifique) de l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement), l'Université de la Nouvelle-Calédonie et la Direction de l'Environnement de la Province Sud. Dans le cadre de ce projet, l'étude de la distribution des populations d'invertébrés sur des sites AMP et non AMP en tenant compte des facteurs de l'environnement semble intéressante (habitat, hydrodynamisme et quantité de périphton) afin de répondre à la question :

Comment peut-on quantifier l'efficacité des Aires Marines Protégées vis-à-vis de l'état de la ressource en trocas et bénitiers, en intégrant l'influence des paramètres environnementaux?

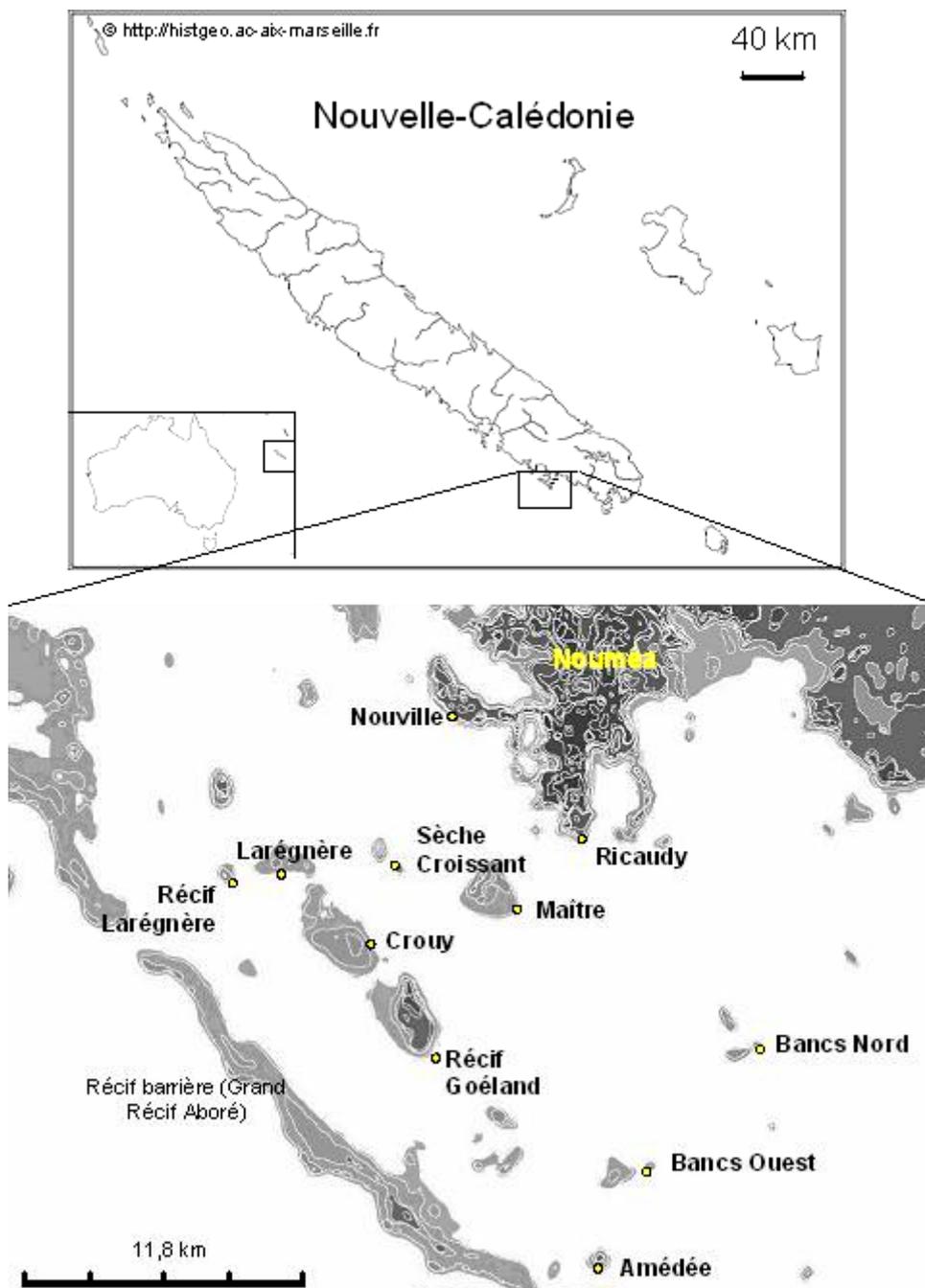
Cette étude basée sur les différentes campagnes d'échantillonnage (dans le temps et l'espace) va permettre de répondre aux questions suivantes:

Y a-t-il une différence de réponse des populations à l'effet temporel entre les sites AMP et les sites non AMP?

Quelle est la variabilité de l'habitat au sein des sites et y a-t-il une différence entre l'habitat des sites AMP et des sites non AMP?

Quel est l'effet des réserves sur les populations de trocas et de bénitiers?

Dans quelles mesures les variables environnementales influencent-elles la répartition des espèces et la taille des individus et cette influence prime-t-elle sur l'effet du statut de protection?



Carte 1 : Localisation des sites dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie

MATERIEL ET METHODES

1. Zone d'étude

La Nouvelle-Calédonie est un archipel du Pacifique sud situé entre 18° et 23° de latitude Sud et 164° et 167° de longitude Est, située à environ 1200km à l'est de l'Australie et 1500km au nord-est de la Nouvelle-Zélande. Elle est constituée d'une île principale, la Grande Terre, et d'un ensemble de petites îles : les Belep au nord, l'île des Pins au sud et les îles Loyautés à l'est. En Nouvelle-Calédonie, l'année est composée de deux saisons : la saison chaude, ou été austral, de mi-novembre à mi-avril, avec des températures maximales de 28° à 32° et la saison fraîche (hiver) est plus sèche, avec en moyenne des températures de 20° à 23°. Le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie s'étend du littoral jusqu'au récif barrière, d'une largeur moyenne de 10km et d'une superficie de 1300 km². Ce milieu lagunaire parsemé d'îlots est caractérisé par divers habitats : récifs coralliens, herbiers, algueraies... Tous les sites étudiés sont localisés au sud (exposés aux alizés) de récifs frangeants d'îlots ou de récifs frangeants de la Grande Terre affleurant à marée basse (carte 1). La zone étudiée correspond au début de la pente externe, entre 2 mètres et 3 mètres de profondeur. L'échantillonnage des trocas et des bénitiers a démarré en 2007, seule année où les comptages ont été réalisés en été (février) et en hiver (août). Les autres observations ont eu lieu uniquement en été, en octobre 2008 et en février 2009.

Au total, 11 sites ont été échantillonnées (Tableau 1), quatre d'entre elles bénéficient d'un statut réserve, les sept restantes sont ouvertes à la pêche à des distances croissantes de Nouméa (point de référence : distance au port Moselle, port principal de la ville de Nouméa).

Tableau 1 : Caractéristiques des sites échantillonnés, distance au port et statut de protection.

Abrévia-tions	Sites	Distance au port Moselle (km)	Statut de protection
NO	Nouvelle	5 (côtière)	non protégé
RI	Ricaudy	6 (côtière)	non protégé
MA	Maître	8	réserve, création le 27/07/1981 superficie : 628 ha
SC	Sèche Croissant	9	réserve, création le 04/08/1994 superficie : 0,3 ha
CR	Crouy	12	non protégé
LA	Larégnère	13	réserve, création le 26/01/1989 superficie : 665 ha
RGO	Récif Goéland	15	non protégé
RLA	Récif Larégnère	16	non protégé
BN	Bancs du Nord	18	non protégé
BO	Bancs d'Ouest	20	non protégé
AM	Amédée	23	réserve, création le 27/07/1981 superficie : complexé avec récif Aborée, 14990 ha

2. Echantillonnage des invertébrés marins

Le recensement et la mesure de la taille des mollusques ont été effectués *in situ* par deux plongeurs scaphandre, chacun muni d'un régle, d'une plaquette et d'un crayon. Les comptages ont été réalisés sur 10 transects de 20 mètres de long et 1mètre de large, pour chaque site. Sur l'ensemble des transects, chaque individu trouvé a été identifié. Les espèces concernées sont : *Tridacna maxima* (Röding, 1798), *Tridacna derasa* (Röding, 1798) et *Tridacna squamosa* (Lamarck, 1819) pour les bénitiers et *Trochus niloticus* (Linnée, 1767), *Trochus maculatus* (Linnée, 1758) et *Tectus pyramis* (Born, 1778) pour les trocas. Les espèces étudiées sont détaillées en Annexe 1. Chaque individu a été ensuite mesuré (en centimètres), la taille du trocas correspondant au diamètre (D) le plus long de la base de la coquille (Figure 2a) et celle du bénitier à la longueur des valves de la coquille (Figure 2b), les tailles sont mesurées à 0,5cm près.

3. Identification de l'habitat

L'habitat a été caractérisé par le pourcentage de recouvrement de ses différents types de composants benthiques déterminés par une méthode photographique développée par English *et al.* (1997) et Hill et Wilkinson (2004) puis adaptée par Dumas *et al.* (2009) en Nouvelle-Calédonie. Cette méthode consiste à prendre tous les mètres une photographie du substrat le long des transects utilisés pour le dénombrement des invertébrés. Les transects doivent être distants de 10 mètres minimum pour assurer l'indépendance des échantillons (Hill et Wilkinson, 2004). En pratique, un plongeur en palmes, masque, tuba, reste à la surface avec un appareil photographique numérique étanche. Une photographie correspond à une surface de 1m², le zoom optique permet de contre-balancer l'effet de la profondeur sur l'image. Les images sont ensuite analysées à l'aide du logiciel CPCe v3.5 ('Coral Point Count with excel extensions' développé par le National Coral Reef Institute de Floride) dont les caractéristiques ont été décrites par Kohler et Gill (2006). Le logiciel permet de placer des points de manière semi-aléatoire sur chaque image afin d'obtenir un pourcentage de recouvrement pour chaque classe de substrat le long du transect. Chaque cliché est subdivisé en 9 sous-unités égales contenant un point placé au hasard dans chaque subdivision. Cette méthode de 9 points a été testée et jugée suffisante pour obtenir des pourcentages de recouvrement en substrat quantitativement fiable (Dumas *et al.*, 2009). L'utilisateur du logiciel fait correspondre à chaque point un type de substrat benthique (Tableau 2). Dans cette étude, 18 classes regroupées en 4 catégories sont prises en comptes (Annexe 2) : Corail vivant, sédiment fin, substrat rocheux et macrophyte ont été prises en compte.

Tableau 2 : Catégories de substrat considérées pour la description de l'habitat.

Catégories	Sous-catégories	Abréviations
Corail Vivant	Corail massif	Mass
	Corail sub-massif	SubMass
	Corail encroûtant	Enc
	Corail branchu	Br
	Corail digité	Dig
	Corail foliacé	Fol
	Corail tabulaire	Tab
	Corail mou	Soft
	Corail de feu	Fire
Sédiment fin	Vase	Mud
	Sable	Sand
Substrat rocheux	Débris	Deb
	Corail mort en place	Dead
	Bloc	Bould
	Dalle rocheuse/Corail mort érodé	Rock
	Algues calcaires	Calc
Macrophyte	Herbier - Phanérogame marine	Seag
	Algues	Alg

Le logiciel CPCe permet d'obtenir les résultats dans un tableur Excel contenant le pourcentage de recouvrement, calculé par transect de la manière suivante :

$$\%(X) = (n(X)/N) \times 100$$

%(X) : pourcentage de recouvrement de la classe X de substrat

N(X) : nombre de points d'occurrence de la catégorie X.

N : nombre total de points.

4. Caractérisation de l'hydrodynamisme

L'hydrodynamisme peut être quantifié par une technique de dissolution de plâtre selon le protocole mis au point par Doty (1971). Le principe consiste à immerger pendant un cycle de marée des blocs de plâtre, la différence de masse avant et après immersion renseigne sur la force des mouvements d'eau à un endroit donné. Plusieurs types de moulage peuvent être utilisés : des sphères (Hart *et al.*, 2000 ; Fulton et Bellwood, 2005) ou des rectangles (Jokiel et Morissey, 1993 ; Thompson et Glenn, 1994). Pour cette étude, le moule utilisé est de forme rectangulaire (dimension : 9 x 5,2 x 3,2cm). Le plâtre est mélangé à l'eau froide (4°C) selon les proportions : 600mL d'eau pour 1kg de plâtre à modeler. Le mélange doit être homogène, sans bulles d'air qui pourraient accélérer la dissolution des blocs. Le démoulage a lieu après 3h de séchage à l'air libre, les blocs sont ensuite séchés en étuve (60°C) pendant 48h. Le poids initial de chaque bloc est ensuite noté, le poids moyen des blocs est égal à 144 g ± 10%. Afin de n'avoir aucune difficulté à retrouver les blocs de plâtre, ils sont placés par 3 sur une planche de bois, la surface du bloc accolée à la planche étant limée, fixés à l'aide de bracelets en caoutchouc. Les planches sont

lestées par des fragments de chaînes en fer de part et d'autre, fixés par des fils de fer (Figure 2). Sur place, les blocs sont déposés le même jour sur tous les sites (pour avoir les mêmes conditions hydrodynamiques) et récupérés le lendemain. De retour au laboratoire, ils sont séchés 48h à l'étuve, puis pesés pour avoir le poids final. Il est important de ne pas les laisser plus de 24h pour éviter une perte de plus de 40% de masse car au-delà de cette valeur, la relation entre vitesse de courant et perte de masse n'est plus linéaire (Jokiel et Morissey, 1993). Le résultat obtenu est en pourcentage de dissolution en 24 heures, calculé de la manière suivante :

$$\% \text{dissolution} = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100$$

Ainsi, les résultats obtenus permettent d'établir une comparaison entre les sites étudiés, l'impact des turbulences et celui des courants n'étant pas différencié.



Figure 2 : Dispositif mis en place pour quantifier l'hydrodynamisme.

Cette opération a été réalisée à deux reprises, la première en mars 2009, le vent était faible (4 à 7 nœuds) et de direction sud sud-est alors que pour la seconde, en avril 2009, la vitesse du vent allait de 9 à 10 nœuds de direction est.

5. Quantification du périphyton

5.1. Méthode de prélèvement

Pour prélever le périphyton, plusieurs méthodes sont décrites dans la littérature, mais il n'existe aucun protocole standard (Lang et Pomeroy, 1981). Le but ici étant de connaître la biomasse algale disponible pour les trocas, les prélèvements devant être effectués dans les zones où ils sont susceptibles de se nourrir. Le mode de locomotion des trocas et leur alimentation les conduisent à rechercher des surfaces lisses comme les dalles massives ou les blocs de grandes tailles, recouverts d'un film épibiotique (Bour, 1992). La méthode choisie, décrite par Stevenson et Bahls (1999) et Bouchard et Anderson (2001) consiste en l'utilisation d'un tube PVC de diamètre 8,5cm, d'une brosse et d'une seringue de 100mL reliée à un tuyau. La brosse sert à racler la surface à échantillonner délimitée par le tube en PVC. Ce tube est suffisamment long (20cm)

pour ne pas laisser échapper le périphyton en suspension, la seringue permet d'absorber une fraction de ce périphyton (Figure 3). On obtient alors un sous-échantillon du périphyton contenu sur une surface de 227cm² ($\pi \times 8,5^2$). Les échantillons ont été ensuite placés dans de la glace dès leur prélèvement afin d'assurer leur conservation (Zheng, 2006).



Figure 3 : Dispositif mis en place pour échantillonner le périphyton : brossage du substrat (à gauche) et prélèvement du sous-échantillon à l'aide d'une seringue (à droite).

5.2. Analyse de laboratoire

En laboratoire, la chlorophylle présente dans chaque sous-échantillon a été quantifiée par la fluorométrie, une méthode jugée particulièrement sensible (Yentsch *et al.*, 1963 ; Holm-Hansen *et al.*, 1965 ; Lorenzen, 1966). Après filtration sur filtres en fibre de verre Whatman GF/F, diamètre 25 mm, porosité 0,7 μ , de 100 mL (V) d'eau de mer, le filtre est immergé dans un solvant (méthanol à 95%) qui assure l'extraction des pigments chlorophylliens. Ils sont ensuite excités par un faisceau lumineux à 450nm et la fluorescence émise est mesurée à 670nm. Sur chaque extrait, la mesure de fluorescence est effectuée deux fois, avant (F0) et après (Fa) acidification. La diminution de fluorescence observée entre ces deux lectures (F0 – Fa) est en relation avec le pourcentage relatif de chlorophylle *a* par rapport à la somme chlorophylle *a* ([Chla]) + phéophytine *a* ([Phéo]). La concentration en chlorophylle est calculée de la manière suivante :

$$[\text{Chla}] = \frac{(F0 - Fa) \times v}{1000 \times V \times (K - K_a)} \times D$$

Avec *v* : volume de l'extrait (7mL)

V : volume filtré (100mL)

K : facteur d'étalonnage du fluorimètre pour la chlorophylle *a* pure (1092)

K_a : facteur d'étalonnage du fluorimètre pour la phéophytine *a* pure (578,8)

D : facteur de dilution (1)

F0 : fluorescence enregistrée avant acidification de l'échantillon

Fa : fluorescence enregistrée après acidification de l'échantillon

La concentration en chlorophylle (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) renseigne sur la production primaire et sur la quantité de microalgues (Rajesh *et al.*, 2001).

6. Analyses des données

L'analyse des données a été effectuée en deux étapes. La première a consisté en l'étude de chaque facteur indépendamment afin de mettre en évidence les différences ou ressemblances entre sites, au cours du temps, entre les saisons et en fonction du statut de protection, tant sur le plan faunistique qu'environnemental. La seconde étape correspond à la mise en relation des facteurs environnementaux avec la matrice faunistique des espèces étudiées (soit taille, soit densité) grâce à des analyses multivariées.

Avant d'effectuer chaque test paramétrique, la normalité (test de Kolmogorov-Smirnov) et l'homogénéité des variances (test de Levene) ont été vérifiées. Si nécessaire, les données ont été normalisées par une transformation racine carrée ou $\log(X+1)$.

6.1. Analyses univariées

Pour les données normales et de variance homogène, des analyses de variance ANOVA (ANalysis Of Variance) à un ou plusieurs facteurs ont été réalisées. Le caractère significatif de la différence est mesuré en terme de différence de moyennes par un test post hoc de Tukey. Les données non normalisables ont été analysées par le test U de Mann-Whitney ou de Kruskal-Wallis. Toutes les analyses univariées ont été effectuées avec le logiciel STATISTICA 6.0.

6.2. Analyses multivariées

L'analyse de similarité ANOSIM (ANalysis Of SIMilarity) est analogue à la méthode univariée ANOVA mais elle est utilisable avec des données non normales qui présentent des variances non homogènes. Cette analyse permet de comparer les échantillons en fonction de variables sites/statuts soit en fonction des paramètres environnementaux soit en fonction des densités d'espèces. Cette analyse fournit une valeur de R ($0 \leq R \leq 1$) indiquant le degré de discrimination entre les sites. Quand R tend vers 0, il y a peu de différences entre les groupes et quand R tend vers 1, les groupes sont complètement différents. Le MDS (Non metric MultiDimensional Scaling) permet de mettre en évidence graphiquement la disposition des sites les uns par rapport aux autres en fonction des variables environnementales. La statistique associée au MDS est la valeur du stress, qui ne doit pas dépasser 0,2 pour être significatif. Les analyses ANOSIM et MDS sont basées sur les matrices de distances euclidiennes. L'analyse SIMPER (SIMilarity PERcentage) complète l'ANOSIM en fournissant les principaux facteurs à l'origine de la différence observée par l'ANOSIM. L'ensemble de ces analyses a été réalisée avec le logiciel PRIMER 6 β .

Des analyses basées sur des GLM (Generalized Linear Model) ont permis de mettre en évidence les variables, quantitatives et qualitatives, qui influencent le plus la distribution des espèces. De façon générale, le GLM met en relation une variable dépendante Y (ici la densité) avec un ensemble de variables explicatives (ici les variables environnementales et statut de protection) selon certaines conditions : 1) la fonction de distribution de Y appartient à la famille exponentielle, 2) l'espérance de Y est reliée à un prédicteur linéaire par l'intermédiaire d'une fonction de lien monotone et différentiable, 3) le prédicteur linéaire s'exprime comme une combinaison linéaire des variables. Le modèle permet d'obtenir une équation du type :

$$\text{densité} = k_0 + k_1(\text{var}_1) + k_2(\text{var}_2) + \dots + k_n(\text{var}_n)$$

Avec k_0 : l'ordonnée à l'origine

k_1 à k_n : les coefficients calculés par le modèle associés aux n variables.

var_{1-n} : les variables explicatives

Les variables explicatives quantitatives sont les pourcentages de recouvrement de chaque catégorie benthique. Les variables qualitatives sont codifiées pour le modèle. La statistique Wald associée à chaque estimation de coefficient est un test de significativité de coefficient de régression. Les ajustements aux modèles GLM ont été réalisés à l'aide du logiciel STATISTICA 6.0.

Les méthodes d'échantillonnage, la transformation des données ainsi que le test statistique utilisé pour chaque variable sont résumés dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Récapitulatif de l'unité mesurée, de la méthode employée, de la transformation et du test utilisé pour chaque variable.

Facteur	Unité	Méthode d'échantillonnage	Transformation	Test statistique
Substrat	% recouvrement	Méthode photographique	-	ANOSIM
Hydrodynamisme	% dissolution.h ⁻¹	Blocs de plâtre	-	ANOVA imbriquée
Périphyton	[chlorophylle] µg.L ⁻¹	Suceuse de périphyton	-	ANOVA à 1 facteur
Densité trocas et de bénitiers	Nombre d'individus.m ⁻²	Comptage visuel	\sqrt{X} ou $\log(X+1)$	ANOVA (1 ou plusieurs facteurs)
Taille trocas	Cm	Réglet	\sqrt{X} ou $\log(X+1)$	ANOVA (1 ou plusieurs facteurs)
Densité bénitiers	Nombre d'individus.m ⁻²	Comptage visuel	-	Mann-Whitney ou Kruskal-Wallis

RESULTATS

Quelle que soit la campagne d'échantillonnage, les espèces retenues pour cette étude sont deux espèces de trocas : *T. niloticus*, *T. pyramis* et une espèce de bénitiers : *T. maxima*. Les autres espèces n'ont pas été prises en compte dans la suite des analyses, car peu abondantes.

1. Effet temporel sur les populations de trocas et bénitiers

1.1. Différences entre deux saisons

L'effet saisonnier a été évalué pour l'année 2007, où les sites ont été échantillonnés aux mêmes points GPS en février (été) et en août (hiver) pour quatre sites AMP : Amédée (AM), Larégnère (LA), Maître (MA) et Sèche Croissant (SC) et pour deux sites non AMP : Bancs d'Ouest (BO) et Récif Larégnère (RLA).

1.1.1 Structure de l'habitat

Des différences sont observées entre les sites échantillonnés en été et ceux échantillonnés en hiver 2007, lors du calcul des distances euclidiennes entre les variables de l'habitat (ANOSIM, $R=0,098$, $p=0,001$). Les variables 'dalles' et 'corail mort' sont celles qui contribuent à 79% de cette différence. Le pourcentage des autres variables ne changent pas entre les deux saisons (Figure 4a). Etant donné que les différents types de coraux sont présents en abondances identiques été comme hiver (Figure 4b), on peut les regrouper sous la variable 'Corail' (Figure 4a). Le pourcentage de recouvrement en dalles rocheuses est plus important en hiver qu'en été, quant aux coraux morts, les observations sont opposées. Ces différences sont significatives : le recouvrement en dalle en été est de $29\pm 3\%$ contre $16\pm 3\%$ en hiver (ANOVA, $F=5,792$, $p=0,018$) et le recouvrement en Corail mort est de $44\pm 4\%$ en été contre $54\pm 3\%$ en hiver ($F=21,697$, $p<0,001$).

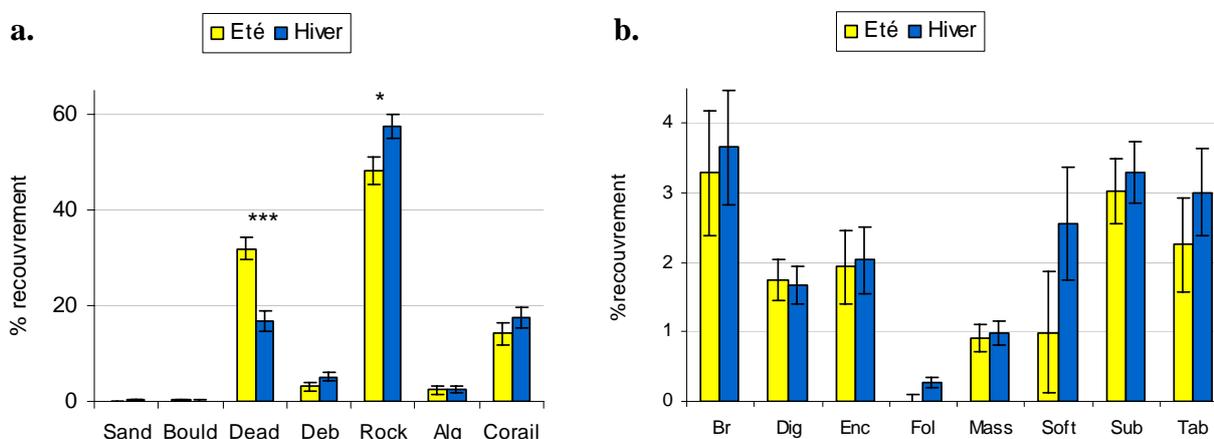


Figure 4 : Pourcentages moyens (et erreurs-types) de recouvrement benthique en fonction des saisons en 2007 ; a. ensemble des catégories, b. détail des catégories de corail (* $p<0,05$, ** $p<0,01$, *** $p<0,001$). Voir Tableau 2 pour la signification des codes.

1.1.2 Assemblage de mollusques

En 2007, la densité des trocas est significativement inférieure en hiver : $0,65 \pm 0,07$ individus.m⁻² en été et $0,35 \pm 0,06$ individus.m⁻² en hiver pour *T. pyramis*, $0,45 \pm 0,05$ individus.m⁻² en été et $0,21 \pm 0,05$ individus.m⁻² en hiver pour *T. niloticus*. La même tendance est observée chez les bénitiers mais elle n'est pas significative.

Dans aucun des sites AMP le changement de densité de *T. pyramis* en hiver n'est significatif, contrairement aux sites non AMP (ANOVA, Bancs d'Ouest : $F=13,591$, $p=0,001$ et Récif Larégnère : $F=10,176$, $p=0,008$) où l'écart de densité moyenne est de $0,72 \pm 0,1$ individus.m⁻² (Figure 5a.). Quelque soit la saison la densité est plus élevée pour les sites non AMP (significatif en été : $F=24,543$, $p<0,001$).

Pour *T. niloticus* il n'y a pas d'interactions significatives entre saisons et statuts sur la densité car toutes les sites présentent le même effet saisonnier : une densité plus faible en hiver pour les sites échantillonnés (Figure 5b, non significatif, excepté pour RLA : $F=10,883$, $p=0,006$ et SC : $F=14,294$, $p=0,032$). La différence de densité est plus importante au sein des sites non AMP avec $0,33 \pm 0,09$ individus.m⁻² en moins en hiver ($F=7,023$, $p=0,010$) qu'au sein des AMP avec $0,22 \pm 0,06$ individus.m⁻² en moins en hiver ($F=8,275$ et $p=0,007$).

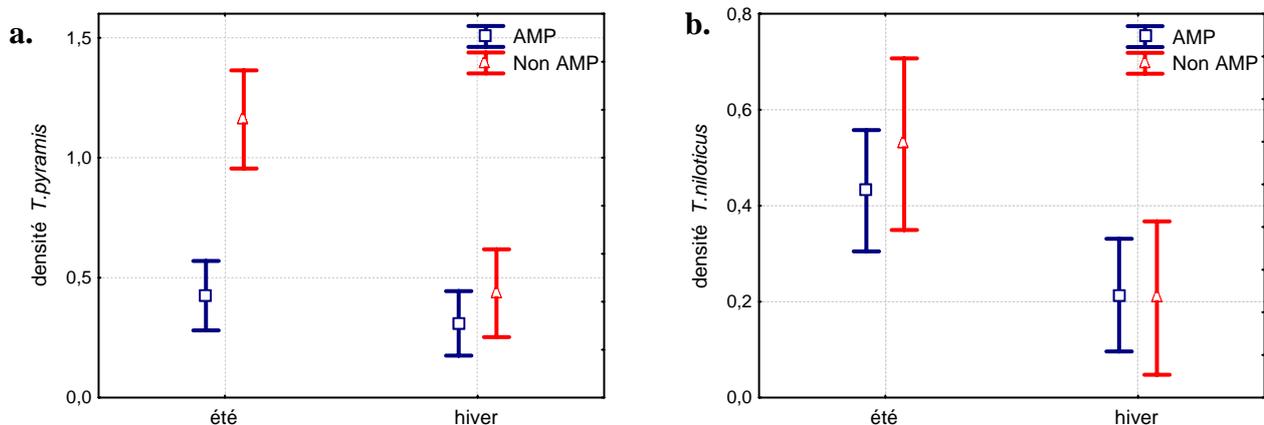


Figure 5 : Densités (individus.m⁻²) de *T. pyramis* (a) et de *T. niloticus* (b) en été et en hiver de l'année 2007 dans les sites AMP et non AMP.

Concernant la taille des trocas, les deux espèces répondent de manière opposée. La taille moyenne des *T. pyramis* mesurés en hiver est significativement plus petite ($4,72 \pm 0,03$ cm) que celle des individus mesurés en été ($4,96 \pm 0,03$ cm) et ce, de manière significative ($F=16,3$, $p<0,005$). La différence est de $0,25$ cm en moyenne (Figure 6a). Cette différence est significative au sein des AMP ($F=14,53$, $p<0,001$) mais pas au sein des sites non AMP. Les *T. niloticus* mesurés en hiver ($9,37 \pm 0,13$ cm) sont significativement ($F=5,20$, $p=0,023$) plus grands que ceux mesurés en été ($9 \pm 0,1$ cm). La différence de taille est en moyenne de $0,37$ cm (Figure 6b).

Quelle que soit l'espèce de trocas, la différence de taille observée, bien que significative reste inférieure à l'erreur de mesure (0,5cm).

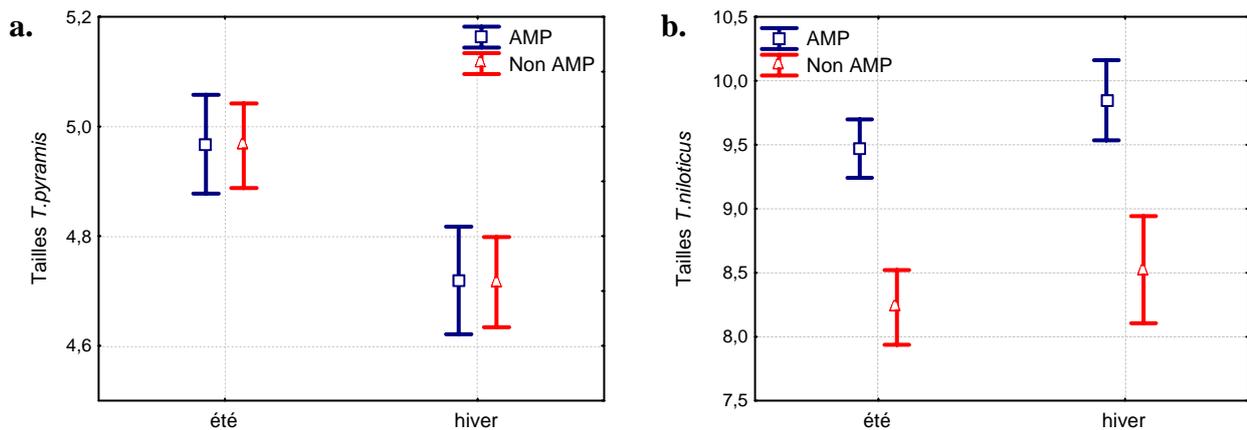


Figure 6 : Tailles des trocas (cm) en été et en hiver de l'année 2007 a. *T. pyramis*; b. *T. niloticus* dans les sites AMP et non AMP.

Les densités et de *T. maxima* ne sont pas significativement différentes entre été et hiver (Figure 7a), la taille moyenne des individus mesurés en hiver et en été n'est pas significativement différente. (Figure 7b).

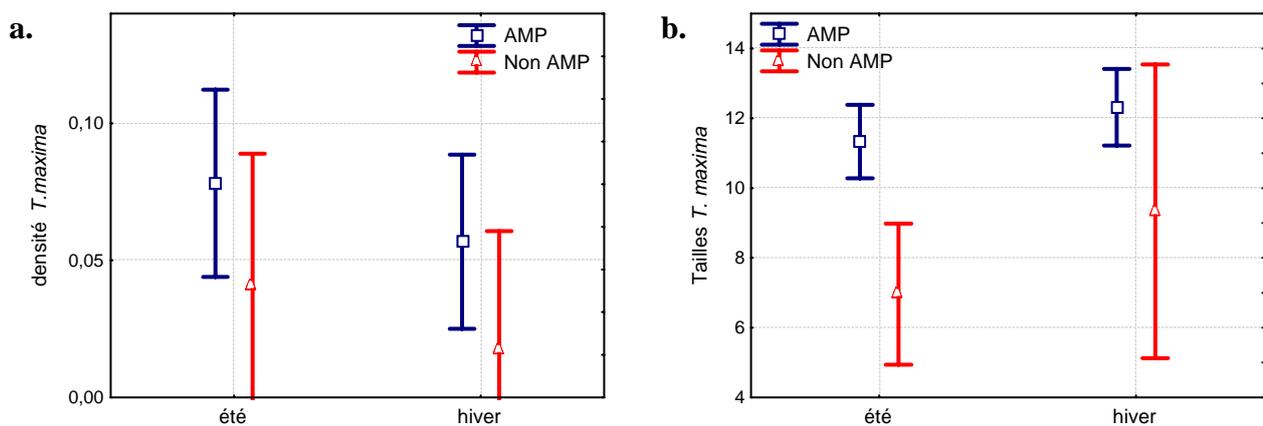


Figure 7 : Densité (individus.m⁻²) et taille (cm) de *T. maxima* en été et en hiver de l'année 2007 dans les sites AMP et non AMP.

1.2. Différences entre 2007 et 2009

Ces différences sont évaluées entre l'été 2007 et l'été 2009, où les sites n'ont pas été échantillonnés aux mêmes points, les transects par site étaient répartis sur une zone plus large en 2007 qu'en 2009. Dans cette analyse, trois sites AMP : Amédée (AM), Larégnère (LA), Maître (MA) et deux sites non AMP : Bords d'Ouest (BO) et Récif Larégnère (RLA) sont considérés.

1.2.1 Structure de l'habitat

Des différences sont observées entre les sites échantillonnés en 2007 et ceux échantillonnés en 2009, lors du calcul des distances euclidiennes entre les variables de l'habitat

(ANOSIM, $R=0,614$, $p=0,001$). L'analyse MDS basée sur les distance euclidiennes entre les variables habitat caractérisants les années 2007 et 2009 (Figure 8) permet de visualiser ces différences.

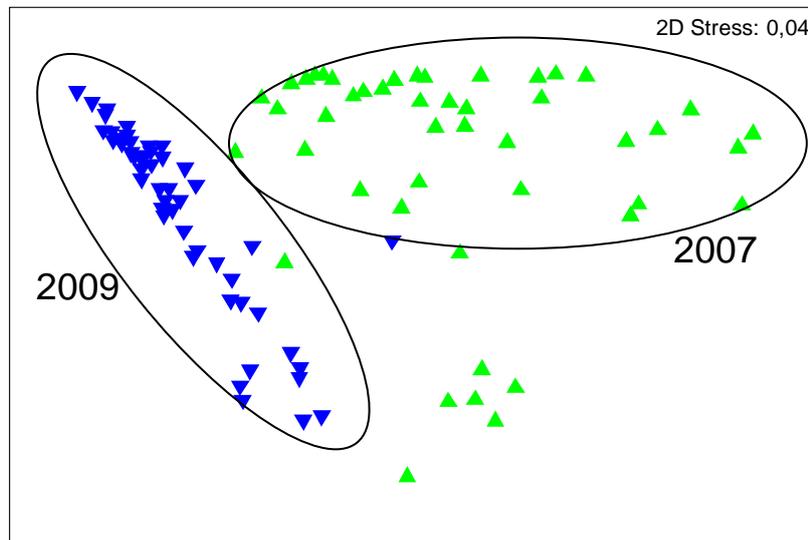


Figure 8: Représentation graphique du MDS de l'ensemble des transects des sites pour les années 2007 et 2009.

Les variables 'dalles', 'corail mort' et 'corail branchu' sont celles qui contribuent à 93% de cette différence. Les variables corail mort, dalles, corail branchu, corail tabulaire, corail submassif, corail digité et algue sont concernées par ces modifications (Figure 9a).

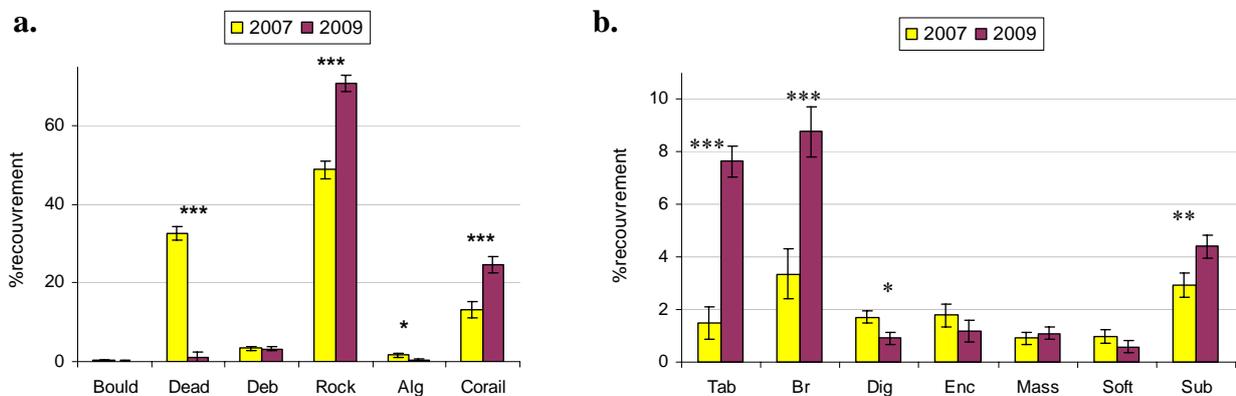


Figure 9 : Pourcentages moyens (et erreurs-types) de recouvrement benthique en fonction des années 2007 et 2009 ; a. ensemble des catégories, b. détail des catégories de corail (* $p<0,05$, ** $p<0,01$, *** $p<0,001$). Voir Tableau 2 pour la signification des codes.

Les coraux morts recouvrent 33% des fonds en 2007 contre 1% en 2009. Ceci est compensé par une augmentation du recouvrement par de la dalle (49% en 2007, 70% en 2009) et par les coraux vivants : tabulaires, branchus, submassifs et digités (corail vivant, 12% en 2007 contre 24% en 2009), ainsi la somme des pourcentages de recouvrement 'corail mort, 'corail vivant' et 'dalle' est égale à 95% en 2007 et en 2009. (Figure 9b).

1.2.2 Assemblage de mollusques

Les densités de *T. pyramis* mesurée en 2009 est plus de 6 fois inférieure à celle mesurée en 2007 : $0,68 \pm 0,12$ individus.m⁻² en 2007 et $0,1 \pm 0,1$ individus.m⁻² en 2009 (Figure 10a). Cette différence est bien plus importante au sein des sites non réserves (F=119,784, p<0,001) que des sites réserves mais reste significative (F=18,72, p<0,001). Maître est le seul site où la différence de densité entre 2007 et 2009 n'est pas significative. En revanche, la taille moyenne des trocas mesurés en 2009 est significativement plus grande que celle mesuré en 2007 (F=6,25, p=0,013) quel que soit le statut (Figure 10b).

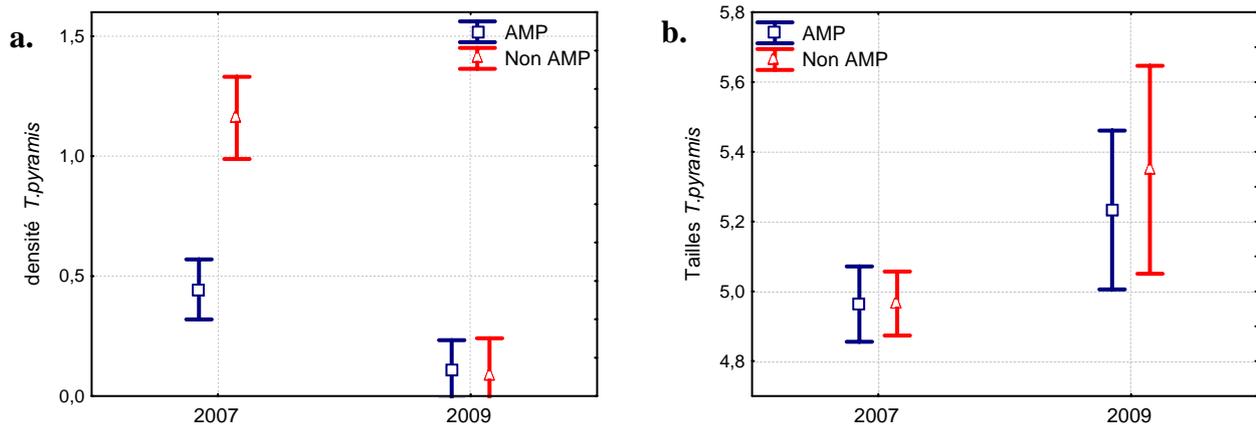


Figure 10 : Densité en nombre d'individus.m⁻² (a.) et taille en cm (b.) de *T. pyramis* en 2007 et 2009 dans les sites AMP et non AMP.

Les différences de densités mesurées en 2007 et en 2009 de *T. niloticus* sont significatives (F=11,811, p=0,002) uniquement pour les sites non AMP (Figure 11a). La différence de taille de *T. niloticus* entre 2007 et 2009 n'est pas significative (Figure 11b).

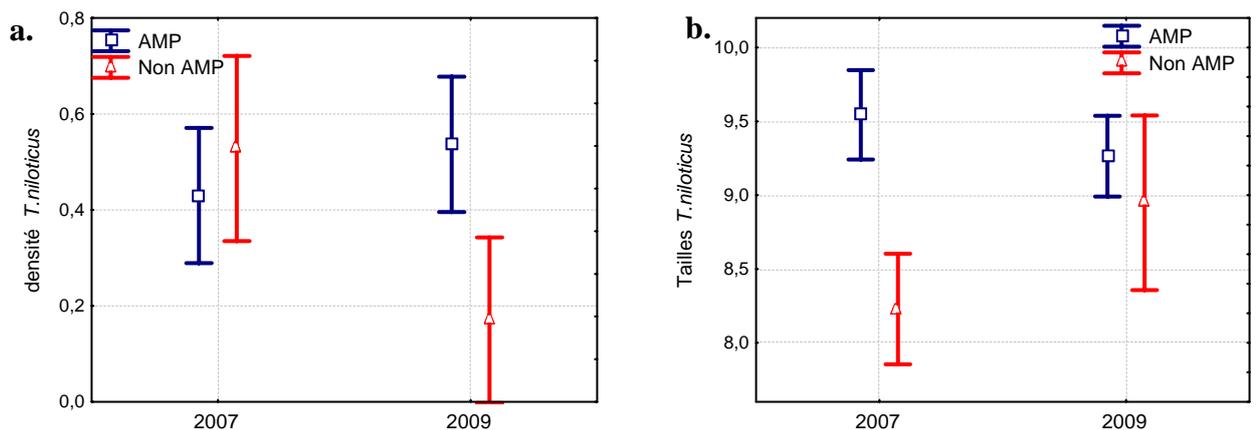


Figure 11 : Densité en nombre d'individus.m⁻² (a.) et taille en cm (b.) de *T. niloticus* en 2007 et en 2009 dans les sites AMP et non AMP.

Les densités de *T. maxima* ne sont pas significativement différentes entre 2007 et 2009, quel que soit le statut de protection ou le site (Figure 12a). En revanche, la taille moyenne mesurée

en 2009 est inférieure à celle mesurée en 2007 quand les sites AMP et les sites non AMP sont considérés ensemble ($F=4,538$, $p=0,035$; Figure 12b).

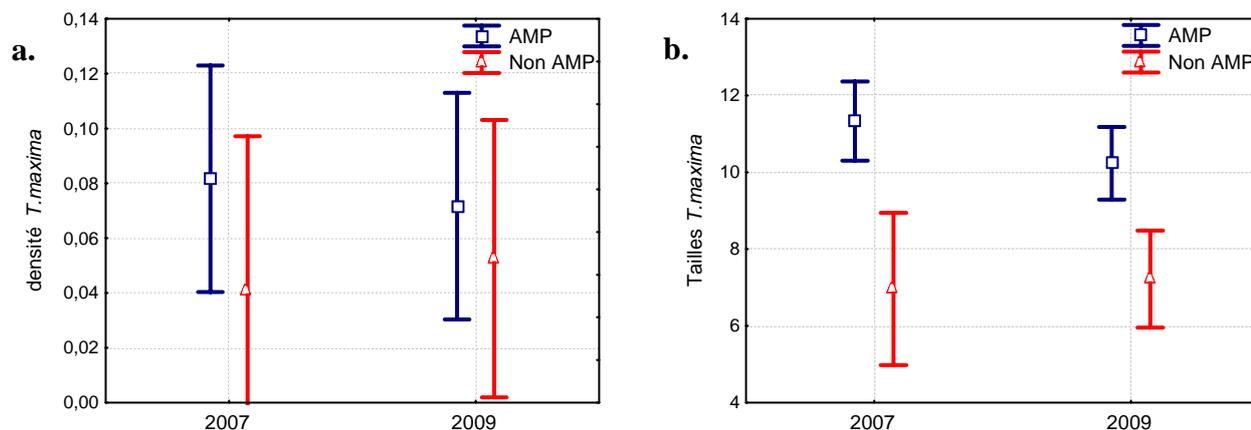


Figure 12 : Densité en nombre d'individus.m⁻² (a.) et taille (cm) de *T. maxima* en 2007 et en 2009 dans les sites AMP et non AMP.

2. Distribution spatiale des populations de trocas et de bénitiers

2.1. Etude des variables environnementales

2.1.1 Hydrodynamisme

La deuxième manipulation n'est pas prise en compte à cause de résultats de pourcentages de dissolution supérieurs à 40%, non interprétables. L'ANOVA imbriquée montre qu'il y a une différence significative entre les sites ($F=79,727$, $p<0,001$) mais aussi entre les planches d'un même site ($F=6,138$ et $p<0,001$). Malgré deux données aberrantes (Récif Larégnère et Maître), les sites peuvent être classés suivant un gradient d'hydrodynamisme (

Figure 13).

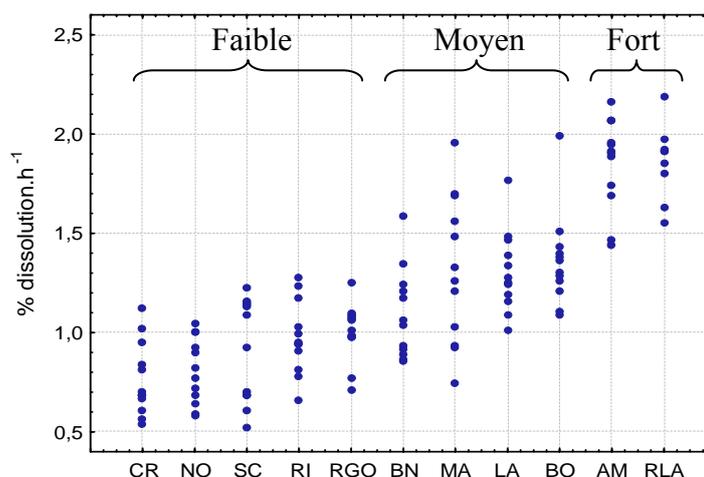


Figure 13 : Pourcentage de dissolution horaire de chaque bloc en fonction des sites. Les sites sont classés par pourcentage de dissolution croissant, voir Tableau 1 pour la signification des codes.

Eu égard aux différences observées et décrites ci-dessus, il semble plus intéressant de travailler avec des catégories d'hydrodynamisme plutôt qu'avec des valeurs précises. Ainsi 3 catégories statistiquement différentes sont choisies : faible, moyen et fort (

Figure 13). Ces catégories sont choisies en fonction des ressemblances et différences entre site du test Post Hoc de Tukey, ainsi chaque groupement de sites dans une catégorie d'hydrodynamisme est significativement différent d'un autre groupement de sites d'une autre catégorie d'hydrodynamisme.

2.1.2 Périphyton

Les concentrations en chlorophylle sont variables entre les sites et au sein des sites eux-mêmes. Ainsi aucune différence significative n'est mise en évidence entre les sites, c'est pourquoi cette variable ne sera pas prise en compte dans la suite de cette étude (Figure 14).

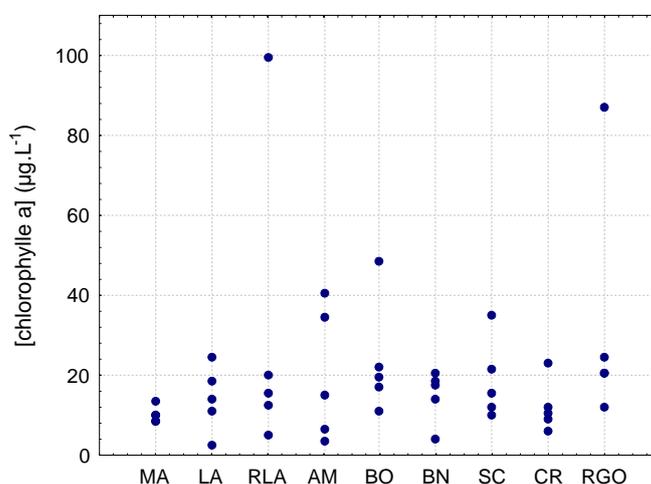


Figure 14 : Concentration en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) issu de l'analyse du prélèvement de périphyton pour chaque site échantillonné.

2.1.3 Structure de l'habitat

Les sites choisis pour cette étude sont les sites échantillonnés en février 2007 et en février 2009. Des différences et des ressemblances d'habitat entre sites sont mises en évidence par une analyse ANOSIM (résultat en Annexe 3 qui permet alors de classer les sites en trois groupes distincts. Le groupe 1 est constitué de d'un site AMP : Amédée et trois sites non AMP : Bancs d'Ouest, Bancs Nord et Récif Larégnère. Le groupe 2 est composé de trois sites AMP : Larégnère, Maître, Sèche Croissant et d'un site non AMP : Nouville. Enfin le groupe 3 constitué d'un seul site non AMP, Ricaudy. L'analyse MDS des variables en fonction des sites permet de visualiser ces regroupements de sites (Figure 15).

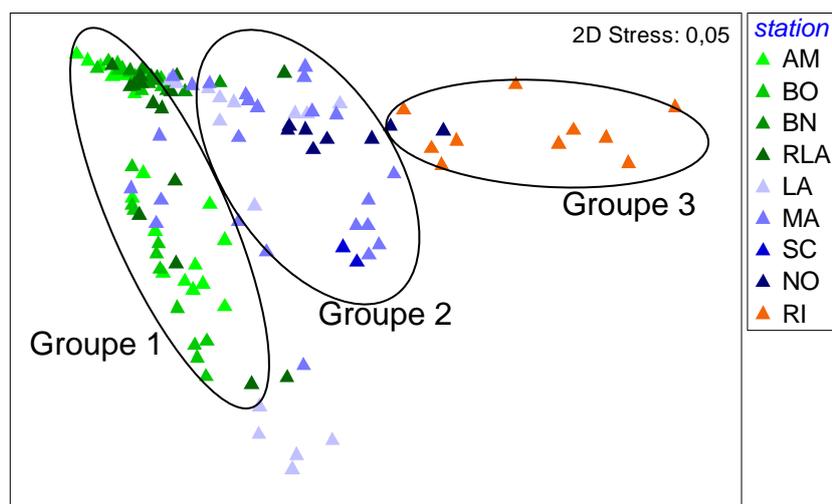


Figure 15 : MDS de la projection des transects de chaque site en fonction des variables environnementales ($s=0,05$). Bleu=groupe 1 (AM, BO, BN, RLA) ; vert=groupe 2 (LA, MA, SC et NO) ; rouge=groupe 3 (RI).

Chaque groupe de site est significativement différent des deux autres (Tableau 4). De manière générale l'analyse SIMPER met en évidence que les différences majeures entre les groupements de sites sont les pourcentages de recouvrement en dalles rocheuses, en corail mort, en corail branchu et tabulaires (Tableau 4).

Tableau 4: Résultat combiné de l'ANOSIM entre les groupements de sites basés sur les variables habitat (statistique R et p-value) et de l'analyse SIMPER mettant en évidence les variables habitat qui sont responsables des différences observées par l'ANOSIM, voir Tableau 2 pour la signification des codes

Comparaison de groupes	ANOSIM		SIMPER
	R	p	Variables qui contribuent au plus de différences
Groupe 1, Groupe 2	0,298	<0,001	Rock, Dead, Br, Tab (92,8%)
Groupe 1, Groupe 3	0,927	<0,001	Rock, Br, Dead (97,1%)
Groupe 2, Groupe 3	0,606	<0,001	Br, Rock, Dead (94,4%)

Les principales variables ayant contribué à ce regroupement des sites sont 'dalle', 'corail mort', 'corail branchu' et 'corail tabulaire'. En regroupant les différentes catégories de corail, les variables qui font la différence entre les groupes sont principalement la dalle et le corail vivant, qui sont inversement proportionnelles (Tableau 5) et suivent un gradient en fonction des groupes.

Tableau 5: Pourcentages moyens (et erreurs-types) de recouvrement benthique en fonction des groupes de sites. * significativement différent des autres groupes (quand $p<0,05$), voir Tableau 2 pour la signification des codes.

Pourcentage de recouvrement :	Dead	Deb	Rock	Alg	Corail
Groupe 1	14,2±2,2	3,4±0,5	69,7±1,9 *	0,1±0,4	12,3±1,4 *
Groupe 2	12,8±2,5	4,5±0,6	45,7±2,2 *	2,6±0,5	32,8±1,7 *
Groupe 3	4,1±5,6	3,7±1,3	15,3±4,8 *	0,7±1,1	75,7±3,7 *

Bien qu'il n'y ait pas le même nombre de sites AMP et non AMP par groupe, les sites bénéficiant d'un même statut de protection au sein d'un même groupe sont étudiés ensemble. Aucune différence de pourcentage de recouvrement n'est observée entre les sites AMP et les sites non AMP au sein du groupe 1 (Figure 16a), mais des différences sont observées entre les sites AMP et non AMP du groupe 2 (Figure 16b) : au niveau du corail mort ($15,2\pm 2,8\%$ en AMP et $0,8\pm 6,4\%$ en non AMP), des débris ($3,6\pm 0,5\%$ en AMP et $9,4\pm 1,2\%$ en non AMP) et du corail vivant ($30,7\pm 2,1\%$ en AMP et $73,8\pm 4,9\%$ en non AMP) principalement représenté par le corail branchu, encroûtant et digité.

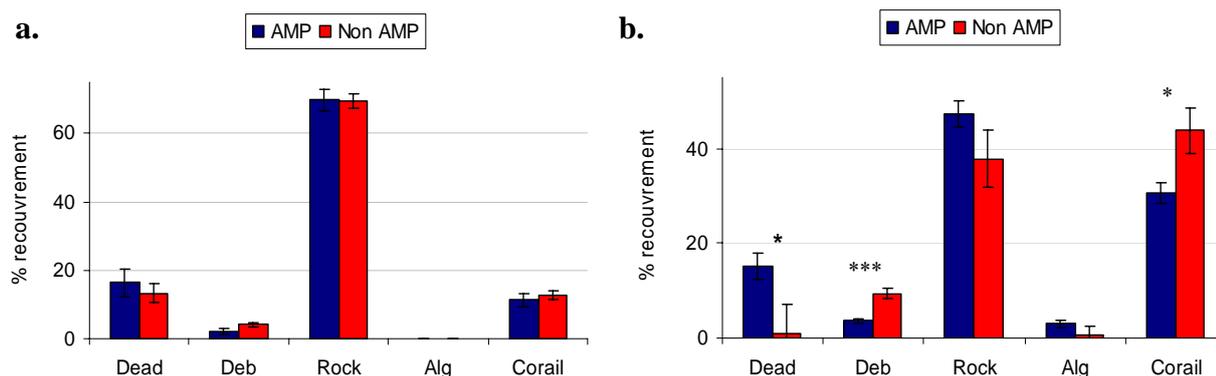


Figure 16 : Pourcentages moyens (et erreurs-types) de recouvrement benthique en fonction du statut AMP et non AMP; a. sites du groupe 1, b. sites du groupe 2 (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,001$). Voir Tableau 2 pour la signification des codes.**

2.2. Structure des communautés

En s'appuyant sur les groupes de sites précédents, les densités mesurées et les tailles moyennes des individus sont étudiées. La densité moyenne mesurée dans le site AMP du groupe 1 est significativement ($F=31,562$, $p < 0,001$) supérieure à celle mesurée dans les sites non AMP du même groupe (Figure 17a). La différence de densité est de $0,56\pm 0,07$ individus. m^{-2} . Sur le seul site non AMP du groupe 2, Nouville, aucun trocas n'a été observé et la différence de densité de *T. maxima* entre AMP et non AMP n'est pas significative (Figure 17b). Dans le groupe 3, Ricaudy, aucun trocas n'a été observé sur la zone d'échantillonnage et la densité moyenne de *T. maxima* est de $0,005$ individus. m^{-2} soit un seul individu observé sur l'ensemble des 10 transects analysés en 2009 (Figure 17c).

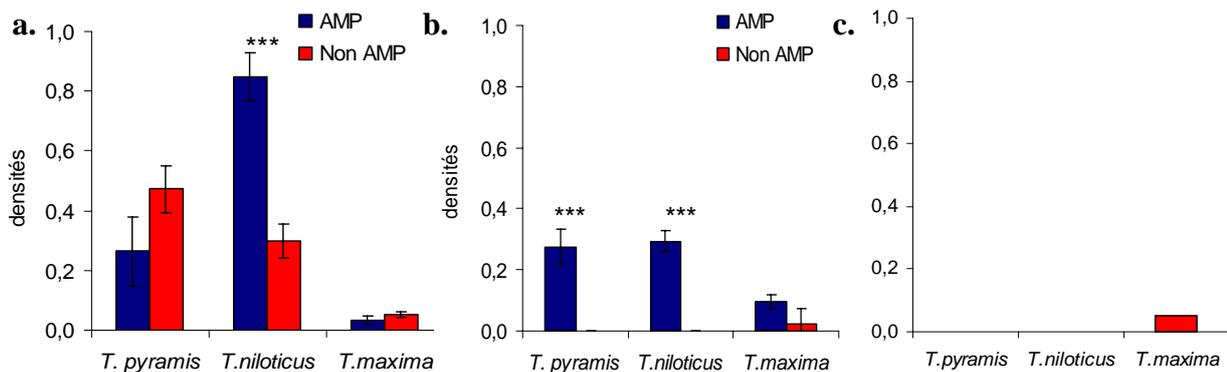


Figure 17 : Densité en nombre d'individus.m⁻² des 2 espèces de trocas et un bécitier en fonction des sites AMP et des sites non AMP; a. sites du groupe 1; b. sites du groupe 2; c. site du groupe 3 (*p<0,05, **p<0,01, *p<0,001).**

Les tailles de *T. pyramis* et de *T. maxima* mesurées dans les sites non AMP du groupe 1 ne sont pas significativement différentes de celles mesurées dans les sites AMP du groupe 1. En revanche, la différence de taille de *T. niloticus* mesurée dans les sites AMP (10,46±0,62cm) est significativement (F=14,275, p<0,001) supérieure à celle mesurée dans les sites non AMP (7,63±0,42cm, Figure 18a). Pour le groupe 2, il n'y a pas de différences significative entre les tailles de *T. maxima* mesurées dans les sites AMP et celles mesurées dans les sites non AMP (Figure 18b). L'unique individu du groupe 3 mesure 14 cm (Figure 18c).

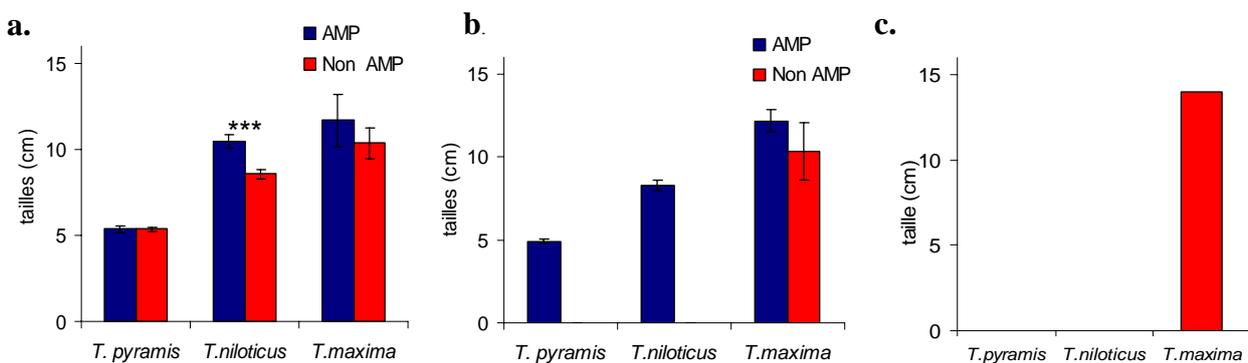


Figure 18 : Tailles en cm des 2 espèces de trocas et un bécitier en fonction des sites AMP et des sites non AMP ; a. sites du groupe 1; b. sites du groupe 2; c. site du groupe 3 (*p<0,05, **p<0,01, *p<0,001).**

Le groupe 3 ne peut pas être intégré dans la comparaison des paramètres mesurés au sein des populations (tailles et densités) puisqu'un seul individu est observé. Au sein des sites non AMP, la densité de *T. niloticus* mesurée dans le groupe 1 est significativement supérieure à celle mesurée dans le groupe 2 (F=10,264, p<0,001). La différence de densité est de : 0,56±0,06 individus.m⁻². Concernant les différences de tailles, seules la taille moyenne de *T. niloticus* mesurée dans les sites AMP, est significativement différente entre le groupe 1 et le groupe 2 : 10,46±0,4cm pour *T. niloticus* du groupe 1 et 8,29±0,33cm pour *T. niloticus* du groupe 2.

2.3. Relation entre les variables environnementales et les population de trocas et de bénitiers

Pour résumer, le classement des sites en trois groupes est réalisé par l'étude des variables de l'habitat, c'est-à-dire par les types de recouvrement benthiques. Les variables permettant ce classement sont les dalles, le corail mort, le corail branchu et le corail tabulaire (cf. Tableau 4). Il se trouve que les groupes répondent également à un gradient côte large et à un gradient d'hydrodynamisme. Concernant, les populations étudiées, seules les tailles et densités de *T. niloticus* présentent des différences significatives entre les groupes. L'ensemble de ces informations est résumé de manière simplifiée dans un tableau récapitulatif (Tableau 6).

Tableau 6 : Récapitulatif des gradients (+, ++, +++ dans l'ordre croissant) environnementaux (habitat et hydrodynamisme) et de distance à la côte des groupes de sites, voir Tableau 1 pour la signification des codes.

		Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3
Sites	AMP	AM	LA MA SC	
	Non AMP	BN BO RLA	NO	RI
Variables 'habitat'	Dalle	+++	++	+
	Corail mort	+++	++	+
	Corail branchu	+	++	+++
	Corail tabulaire	+	++	+++
Hydrodynamisme		+++	++	+
Distance au port		+++	++	+
<i>T. niloticus</i>	Densité	+++	++	+
	Taille	+++	++	+

Avec l'ensemble des données, une analyse GLM a été réalisée afin de déterminer quelles variables environnementales permettent d'expliquer les densités des espèces en fonction des variables environnementales. Dans ce modèle toutes les variables sont considérées : les variables prédictives quantitatives sont les pourcentages de recouvrement de chaque catégorie de composant benthique, les variables prédictives catégorielles sont le statut de protection d'une part et l'hydrodynamisme d'autre part. Pour *T. pyramis* et *T. maxima*, aucun des modèles n'est significatif. En revanche, pour *T. niloticus*, le statut de protection est l'unique variable permettant d'expliquer significativement leur densité. Les résultats du GLM sont présentés en Annexe 4.

DISCUSSION

1. Réponse de l'habitat et des populations face à un effet temporel

1.1. Différences entre les saisons 2007

La différence d'habitat entre l'été et l'hiver 2007 est très faible. Cependant le pourcentage de recouvrement en dalle et en corail mort est significativement différent entre les deux saisons. Lors du traitement des données de l'habitat sous CPCe, l'attribution des catégories benthiques à chaque point de la photographie peut être différente en fonction de l'opérateur. Ce biais dû à l'interprétation subjective de l'utilisateur du logiciel peut s'expliquer essentiellement par le fait que la frontière entre le corail mort en place et la dalle est étroite (cf. photographies en Annexe 2) : la dalle correspond à du corail mort érodé, souvent aplati. Etant donné la difficulté de distinguer les deux catégories, on peut les regrouper et comparer leur évolution globale entre les deux saisons, en effet dalle et corail mort recouvrent 73% du fond en été et 70% en hiver. L'habitat peut finalement être considéré comme similaire entre les deux saisons.

Le nombre de trocas moins important en hiver qu'en été, n'est sensible qu'au sein des sites non AMP. Ce qui peut s'expliquer pour *T. niloticus* par une pression de pêche qui est inexistante dans les AMP. Mais la diminution de $0,22 \pm 0,11$ individus.m⁻² est à considérer avec attention, il peut y avoir un biais de l'observateur, ramené à 20m², il s'agit d'une diminution de 4 ± 2 trocas par transect. La densité de *T. pyramis* diminue également avec une plus grande ampleur que *T. niloticus*, observation qui peut être liée soit à une mortalité naturelle, soit un ralentissement de l'activité de l'espèce en hiver : l'espèce serait plus cryptique, plus difficile à repérer par l'observateur. Les différences de tailles observées pour les trocas (0,25cm pour *T. niloticus* et 0,37cm pour *T. pyramis*) peuvent être également causées par une erreur de mesure systématique (mesures réalisées à 0,5cm près). Pour *T. maxima* en revanche, taille et densité reste inchangée entre les deux saisons étudiées, ce qui peut s'expliquer par le faible taux de croissance et la longévité de l'espèce. De manière générale l'effet saisonnier de l'année 2007 est faiblement perceptible sur l'habitat et sur les populations de trocas et de bénitiers pour les sites échantillonnés, quel que soit le statut de protection.

1.2. Différences inter-annuelles : 2007 vs 2009

La différence de structure de l'habitat entre 2007 et 2009 est relativement importante, le corail mort de 2007 (33%, contre 1% en 2009) est remplacé en 2009, par de la dalle (49% contre 70% en 2009) et du corail vivant (12% contre 24% en 2009), et ce, au pourcentage près. Il peut y avoir une erreur systématique sur le choix de la catégorie, étant donné que les analyses n'ont pas été réalisées par la même personne en 2007 et en 2009. Mais il faut également tenir compte du fait

que les transects de mesure réalisés en 2007 se répartissaient sur une plus grande zone qu'en 2009. Les habitats sont différents et l'analyse MDS met en évidence cette différence d'habitat entre les deux années.

Bien que les habitats comparés ne soient pas parfaitement identiques, il semble intéressant de détailler la différence des populations entre les années. La densité de *T. pyramis* en 2009 est inférieure à celle de 2007, mais la taille est supérieure. L'hypothèse d'une diminution de recrutement est envisageable. Sachant que les individus observés sur la pente externe sont des adultes, les jeunes vivant à l'extérieur du récif, où la couverture de corail est faible (Heslinga *et al.*, 1981), on peut supposer que les individus observés en 2007, sont les mêmes qu'en 2009, moins ceux qui sont morts naturellement. La diminution de densité correspondrait à une arrivée de nouvelles recrues en baisse (recrutement employé au sens halieutique : arrivée de nouveaux individus à l'âge/taille exploitable). La diminution de recrutement pourrait donc être liée soit à une baisse du taux de natalité affectant les adultes, soit à une mortalité accrue des jeunes (pas observable, puisqu'ils ne sont pas dans la zone observée). L'augmentation de taille suggère qu'il s'agit de la même cohorte mesurée en 2007 et en 2009, avec un recrutement probablement affaibli mais pas inexistant, puisque l'augmentation de taille ne correspond pas au taux de croissance naturel du trocas, mais la mortalité naturelle peut temporiser cet effet. La différence de taille est de 0,3cm, du même ordre de grandeur que l'erreur de mesure de 0,5cm, l'hypothèse d'un recrutement faible n'est pas la seule, l'erreur systématique de mesure est possible. La densité de *T. niloticus* diminue dans les sites non AMP et reste constante dans les AMP, en revanche la taille moyenne n'évolue pas. On peut supposer que le 'vrai' trocas est donc préservé de la pêche dans les sites AMP contrairement aux autres sites. La densité de *T. maxima* est inchangée entre 2007 et 2009 et la taille moyenne observée constante s'explique par un taux de croissance faible.

L'étude des différences temporelles saisonnières et inter-annuelles, tant sur le plan environnemental que biotique doit être considérée avec attention. Les différences mises en évidence peuvent être causées par des facteurs non pris en compte. Ceci dit, ces comparaisons correspondent à une première approche vis-à-vis d'un suivi qui s'est mis en place récemment et qui est susceptible d'être poursuivi dans les années futures. Les changements observés dans cette étude doivent être pris en compte dans les campagnes d'échantillonnage futures afin de déterminer s'ils sont observables à plus long terme. L'effet AMP est difficilement perceptible à l'échelle temporelle étudiée d'autant plus que les AMP ont été créées entre 1981 et 1994, des changements se sont opérés depuis et sont visibles aujourd'hui à l'échelle spatiale. Afin de tester ces effets, il est intéressant de regrouper les sites en fonction de l'habitat dans un premier temps, puis de comparer les communautés d'invertébrés dans les sites d'une même classe d'habitat en fonction du statut de protection dans un deuxième temps.

2. Structuration de l'habitat en groupe

Trois groupes de sites sont déterminés à partir des variables de l'habitat, donc des types de recouvrement benthique. Ce regroupement de sites répond également à un gradient côte-large et un gradient d'hydrodynamisme (Tableau 6). Les groupes de sites ainsi constitués sont considérés comme homogène en terme d'environnement. La méthode employée pour mesurer l'hydrodynamisme, déjà utilisée précédemment avec succès (Fulton, 2005) est une méthode facile et peu coûteuse (Hart *et al.*, 2000) mais qu'il faut interpréter avec précaution, la dissolution pouvant être influencée par les paramètres physico-chimiques (Jokiel et Morissey, 1993). Or la salinité et la température dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie suivent un gradient côte large (Ouillon *et al.*, 2005), de même pour tous les flux de matières organiques (Mari *et al.*, 2007) et inorganiques (Jacquet *et al.*, 2006). Les données obtenues lors des deux campagnes d'échantillonnage de mesure d'hydrodynamisme n'ont pas donné les mêmes résultats. La deuxième fois que les blocs de plâtre ont été posés, lors de condition normale de vent, la perte de masse a dépassé pour la plupart des sites 40%, donc la relation entre vitesse du courant et perte de masse n'est plus linéaire (Jokiel et Morissey, 1993). La taille des blocs de plâtre ne semble pas être adaptée à ce type de condition. Cette méthode étant ponctuelle nécessite des réplicats temporels pour s'assurer que les résultats obtenus soient bien représentatifs des conditions hydrodynamiques. Bien que ce type de méthode soit discutable, elle permet toutefois d'établir des comparaisons relatives (inter-sites) fiables (McClanahan *et al.*, 2005).

Ce classement des sites est réalisé indépendamment du statut de protection. Ainsi dans le groupe 1, trois sites ne sont pas des réserves et sont comparés à un site réserve, l'inverse est observé pour le groupe 2 et le groupe 3 est constitué d'un seul site non AMP. A ce propos, malgré le fait que le nombre de sites AMP et le nombre de sites non AMP du groupe 1 ne soit pas le même, aucune différence n'est à noter dans le pourcentage de recouvrement benthiques, les habitats sont identiques. En revanche, au sein du groupe 2, des différences entre les variable d'habitat sont à noter : un recouvrement plus important de dalle et corail mort dans les sites AMP et de corail vivant dans les non AMP. La seule station non AMP du groupe 2, Nouville, est aussi le seul site côtier du groupe. Mais les groupes ont été constitués en fonction de l'analyse ANOSIM donc même si au sein d'un même groupe les habitats présentent quelques variations, chaque groupe est significativement différent des autres. Afin d'améliorer la structuration de l'habitat en groupes, il faudrait avoir le même nombre de sites AMP que de sites non AMP au sein d'un seul groupe, ainsi réévaluer le plan d'échantillonnage en fonction des grands types d'habitats. Il faudrait également séparer les sites des récifs d'îlots des sites des récifs côtiers.

3. Effet du statut de protection sur la communauté d'invertébrés

3.1. Répartition et taille des trocas

De manière générale, les trocas (quelle que soit l'espèce) sont plus abondants dans les sites du groupe 1. Amédée est le seul site AMP du groupe 1 et *T. niloticus* est deux fois plus abondants que dans les sites non AMP. De plus, la densité de *T. pyramis* dans les sites non AMP du groupe 1 est relativement importante comparée aux autres sites tous groupes confondus. *T. pyramis* n'étant pas intéressant commercialement, ne subit pas d'effort de pêche, dans aucun site. En revanche, si *T. niloticus* est aussi abondant à AM, c'est que précisément il est interdit d'y pêcher. Le site AMP du groupe 1 compte plus de *T. niloticus* que de *T. pyramis*, et inversement pour les sites non AMP. Ainsi quand *T. niloticus* est pêché, *T. pyramis* est plus abondant que là où *T. niloticus* n'est pas pêché. Cette observation laisse supposer que les deux espèces peuvent être en compétition pour la ressource, tant sur le plan de l'habitat que sur le plan de la nourriture. Cette hypothèse vient renforcer celle de Lincoln-Smith *et al.* (2006) qui trouvent des résultats similaires en terme d'abondance des deux espèces de trocas. Ils sont brouteurs du film épibiotique (périphyton) présent sur la surface de la dalle, d'où l'importance de la dalle dans l'habitat des trocas. Pour donner plus de poids à cette hypothèse, il faudrait avoir une idée de la nourriture disponible pour les trocas d'où l'importance d'étudier la quantité de périphyton. Cette information couplée à celle de l'habitat permettrait d'expliquer la densité des trocas mais aussi et surtout leur taille, c'est un élément essentiel à prendre en compte dans l'étude de la croissance des trocas (Heslinga *et al.*, 1981). Ici, l'approche expérimentale utilisée pour mesurer la concentration du périphyton fournit des résultats trop variables au sein d'un même site pour pouvoir estimer la quantité de nourriture disponible pour les trocas. De plus, on peut mettre en évidence une forte turbidité au niveau de certains sites (les plus côtiers) qui pourrait être un biais à la concentration en chlorophylle récoltée. Ainsi, soit il faut modifier le dispositif de prélèvement afin qu'il soit plus hermétique et augmenter l'effort d'échantillonnage, soit il faut changer de méthode. Une autre méthode déjà utilisée, serait l'immersion de substrat artificiel (comme une plaque d'argile ou de plexiglas) et laisser la colonisation se faire (environ deux mois) pour ensuite récupérer le périphyton et mesurer le pourcentage de phéopigments (Aloi, 1990, Bahls, 1993). L'utilisation de substrat artificiel fournirait une moins bonne représentativité des communautés actuelles de périphyton (Bouchard et Anderson, 2001) mais permettrait de comparer les différents sites avec équité puisque le support serait neutre au départ et sans biofilm. Cette expérience est importante dans le sens où ce paramètre est susceptible d'influencer la répartition des trocas (Heslinga, 1981) à l'intérieur d'un habitat préférentiel. Dans les sites AMP du groupe 2 (Sèche Croissant, Larégnère et Maître) la densité de *T. niloticus* est plus importante celle de *T. pyramis* (au même titre que

Amédée, le site AMP du groupe 1). Le seul site non AMP du groupe 2, NO, côtier, ne comporte aucun trocas, on peut supposer que la facilité d'accès de ce site le rende plus vulnérable à la pêche. Il n'a été observé qu'un seul bénitier dans le groupe 3, les densités de mollusques étudiés sur l'unique site constituant le groupe 3, Ricaudy, semblent relativement faible.

3.2. Répartition et taille des bénitiers

Au sein des groupes 1 et 2, l'abondance et la taille de *T. maxima* ne sont jamais significativement différentes entre les sites AMP et les sites non AMP. Les espèces qui ont un taux de croissance faible et un renouvellement des populations lent, comme le bénitier, répondent plus lentement à l'effet réserve que les espèces ayant un taux de croissance plus rapide (Halpern et Warner, 2002). En effet, il faut compter entre 15 et 20ans pour que le bénitier mesure 20cm (Chambers, 2007) et à 6cm, il est mature, or les réserves ont été mises en place entre 15 et 27ans, donc l'efficacité des réserves sur cette espèce devrait aujourd'hui être visible sur la densité. Il se peut alors que la taille de population de *T. maxima* dans le lagon du Grand Nouméa ne soit pas suffisante pour répondre positivement à l'effet réserve.

4. Influence des variables environnementales sur les populations

La densité de *T. niloticus* est plus importante dans le groupe 1 que dans le groupe 2, elle est même deux fois plus faible entre le groupe 1 et le groupe 2 pour les sites AMP. Le groupe 1 est essentiellement caractérisé par un fort hydrodynamisme, un substrat majoritairement rocheux (75% de dalle), les 25% restants sont partagés entre le corail mort et les débris d'une part et une couverture corallienne dispersée, d'autre part (plutôt des tabulaires, du corail branchu et du submassif). L'habitat du groupe 2 peut être considéré comme moins favorable à l'installation des trocas que l'habitat du groupe 1. Au sein du groupe 2, la comparaison entre sites AMP et non AMP est difficilement interprétable, étant donné que l'unique site non AMP, Nouville, comporte plus de corail vivant que les autres du même groupe, et ceci peut expliquer le fait que l'habitat soit moins adapté pour les trocas. Les trocas se déplacent la nuit pour brouter à la surface de la dalle rocheuse (Bour, 1989), si le corail vivant est trop présent, la locomotion est limitée et la nourriture indisponible, ainsi les proportions de 'dalle' et de 'corail vivant' sont très importantes dans l'habitat du trocas. Ricaudy, seul site du groupe 3, est recouvert par 80% de corail vivant et seulement par 15% de dalle. L'habitat ne semble pas favorable à l'installation de trocas, et si d'autres espèces peuvent subir un effort de pêche soutenu, il est difficile de conclure quant à un effet de la pêche sur cette espèce dans ce site car non présente dans les comptages. Quant à *T. maxima*, sa distribution spatiale ne semble pas s'expliquer de façon majeure par des variables

environnementales, sa répartition est beaucoup plus large et moins spécifique à un habitat que le troca, il s'établit sur les substrats durs, coraux ou dalles rocheuses (Chambers, 2007).

Le modèle GLM combine l'ensemble des données : variables d'habitat, hydrodynamisme, statut de protection afin de préciser quels paramètres influencent le plus la densité des espèces. Il permet de mettre en évidence que l'unique paramètre ayant un impact notable sur la densité de *T. niloticus* est le statut de protection et ce avant toutes autres variables environnementales. Le GLM ne permet pas d'expliquer ni les densités de *T. pyramis*, n'étant pas sensible au statut de protection car non ciblée par les pêcheurs ni les densités de *T. maxima*, étant moins exigeants en terme d'habitat.

Finalement essayer de modéliser la densité de *T. niloticus* par l'utilisation du GLM n'apporte pas plus d'informations que d'essayer de l'expliquer par une analyse d'écologie descriptive de l'habitat, puis de la ressource, et enfin de coupler les deux en essayant d'en dégager les principales variables qui expliquent cette répartition.

D'autres paramètres, expliquant la répartition des espèces commerciales ciblées, pourraient être étudiés, comme la présence des prédateurs, et l'état de leur population. Les jeunes stades de *T. maxima* sont vulnérables à la prédation par le baliste géant (*Pseudobalistes flavimarginatus*), la raie aigle (*Aetobatis narinari*) ou le tétronon (*Tetradon stellatus*) par exemple (Chambers, 2007), pour les adultes, des tortues, poulpes et un gastéropode prédateur : *Cymatium* spp (Teitelbaum et Friedman, 2008). La survie du trocas adulte est dépendante de la prédation par l'étoile de mer *Acanthaster planci* (Bour, 1989) et certaines espèces de bernard l'hermite (Rao, 1937). Pour avoir une idée de la pression de prédation exercée sur les jeunes stades de trocas, il faudrait s'intéresser aux platiers puisque les juvéniles et les adultes ne vivent pas sur la même partie du récif (Bour, 1988).

Conclusion

L'étude de la différence entre les sites AMP et les sites non AMP des populations au cours des saisons et interannuelles ne permettent pas de conclure quant à l'efficacité des réserves, probablement parce que l'échelle étudiée n'est pas assez importante. Malgré la différence d'habitat entre les sites et entre les années 2007 et 2009, causés par une grande hétérogénéité et complexité des récifs coralliens, les sites ont pu être regroupés en fonction de leurs habitats indépendamment de leurs statuts de protection. Les populations de trocas et de bénitiers sont étudiées en fonction de ces groupes d'habitat et du statut de protection. Un type d'habitat préférentiel est mis en évidence pour le trocas: couverture corallienne dispersée sur un substrat constitué majoritairement de dalles, la zone où le trocas se développe est plutôt hydrodynamique. Le nombre et la taille de *T. niloticus* sont plus élevés dans les sites AMP plutôt que dans les sites non AMP et ce, pour des habitats similaires. L'effet du statut prime sur l'effet habitat, au final la variable qui explique le mieux la répartition du trocas est le statut de protection. Essayer d'expliquer cela par un modèle GLM ne permet pas de fournir plus d'informations. Les AMP n'ont *a priori* pas d'effet direct sur *T. pyramis*, une espèce non ciblée par la pêche, mais dont l'abondance pourrait être fonction de celle de *T. niloticus* avec qui, il semble être en compétition, plus d'étude sur les interactions de ces deux espèces permettraient de développer cette hypothèse. *T. maxima* semble plutôt adapté à l'ensemble des habitats étudiés, il est présent sur les pentes externes de récifs où un minimum de substrat dur est présent pour la fixation. Les AMP n'ont pas d'effets sur la biomasse des bénitiers, cette espèce longévive, a un taux de croissance faible et il se peut que le stock de géniteurs soit trop faible pour observer une réponse de la population en fonction du statut de protection. Une solution pour pallier à cette diminution de la population serait la réintroduction d'individus issus de techniques d'aquaculture/d'élevage expérimentées avec succès dans certaines régions de l'Indo-Pacifique mais qui ont des limites (Teitelbaum et Friedman, 2008).

La mise en place des AMP dans le Lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie est efficace vis-à-vis des mollusques ciblés par la pêche, essentiellement pour la biomasse des *T. niloticus* dont l'importance est certaine dans les traditions locales et l'industrie nacrée. Les effets des réserves marines sur des espèces non ciblées par la pêche sont peu étudiés (McClanahan et Arthur, 2001; Halpern et Warner, 2002) et subissent pourtant des changements indirects à travers la cascade trophique. En effet, dans les zones pêchées la pression de prédation exercée par des poissons (ou invertébrés) est plus faible et les populations de proies potentielles plus développées ce qui peut entraîner des modifications au sein des communautés benthiques (Ashworth *et al.*, 2004). Les changements d'abondances relatives entre espèces pêchées et espèces non pêchées et les modifications des communautés, sont des indicateurs à considérer dans l'étude d'impact des AMP.

Références

- Aloi J.E., 1990. A critical review of recent freshwater periphyton field methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 : 656-670.
- Ashworth J.S., Ormond R.F.G., Sturrock H.T., 2004. Effects of reef-top gathering and fishing on invertebrate abundance across take and no-take zones. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 303 : 221-242.
- Baillon N., Coatanea D., Farman R., Rubin A. and provincial authorities New Caledonia *in litt.*, 2002 to TRAFFIC Europe. In : Raymakers C., Ringuet S., Phoon N. and Sant G., 2004. Review of the Exploitation of *Tridacnidae* in the South Pacific, Indonesia and Vietnam. Technical report submitted to the European Commission, TRAFFIC Europe, Brussels, Belgium.
- Bahls, L.L. 1993. Periphyton bioassessment methods for Montana streams. Montana Water Quality Bureau, Department of Health and Environmental Science, Water Quality Bureau, Helena, Montana.
- Biggs B., Close M., 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology*, 22 : 209-231.
- Bohnsack J.A., 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Aust J Ecol*, 23 :298-304.
- Bouchard W., Anderson J., 2001. Description and protocol for two quantitative périphyton samplers used for multihabitat stream sampling. Documentation of periphyton sampling techniques employed by the Central Plains Center for Bioassessment. University of Kansas.
- Bour W., 1989. *Biologie, écologie, exploitation et gestion rationnelle des trocas (Trochus niloticus) de Nouvelle Calédonie*. PhD thesis, University of Montpellier USTL – ORSTOM. 192 p.
- Bour W., 1992. W. Bour, 1992. *Un mollusque nacrier du Pacifique : biologie, écologie et gestion rationnelle du troca (Trochus niloticus) de Nouvelle-Caledonie*. Editions de l'Orstom, Paris, p. 174.
- Browman H.I., Stergiou, K.I., 2004. Marine Protected Areas as a central element of ecosystem-based management : defining their location, size and number. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 274 : 271-272.
- Chiappone, M., Swanson, D.W., Miller, S.L., 2002. Density, spatial distribution and size structure of sea urchins in Florida Keys coral reef and hard-bottom habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235, 117-126.
- Chambers C., 2007. Taille et abondance des pasua (*Tridacna maxima*) dans le lagon de Tongareva (Îles Cook). Le troca - Bulletin d'information de la CPS n°13 - Novembre 2007.
- Cleary D.F.R., Becking L.E., De Voogd N.J., Renema W., De Beer M., Van Soest R.W.M., Hoeksema B.W., 2005. Variation in the diversity and composition of benthic taxa as a function of distance offshore, depth and exposure in the Spermonde archipelago, Indonesia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 65 (3) : 557–570.
- Doty M. S., 1971. Measurements of water movement in reference to benthic algal growth. *Bot. Mar.* 14 : 32-35.
- Dumas P., Bertaud A., Peignon C., Léopold M., Pelletier D., 2009. A “quick and clean” photographic method for the description of coral reef habitats. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 26 : 161-168.
- English S., Wilkinson C.R., Baker V., 1997. *Survey manual for tropical marine resources*, Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Flammang P., Warnau M., Temara A., Lane D.J.W., Jangoux M., 1997. Heavy metals in *Diadema setosum* (Echinodermata, Echinoidea) from Singapore coral reefs. *J. Sea Res.*, 38 (1–2), 35–45.
- Fulton J. C., Bellwood D. R., 2005. Wave-induced water motion and the functional implications for coral reef fish assemblages. *Limnol. Oceanogr.*, 50 (1) : 255-264.
- Garcia-Charton J.A., Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Claudet J., Badalamenti F., Benedetti-Cecchi L., Falcon J.M., Milazzo M., Schembri P.J., Stobart B., Vandeperre F., Britoe A., Chemello R, Dimech M., Domenici P., Guala I., LeDireach L., Maggi E., Planes S., 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs : Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *Journal for Nature Conservation*, 16 : 193-221.
- Halpern B. 2003. The impact of marine reserves : Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13 : 117-137.
- Halpern B. S., Warner R. R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.*, 5 : 361–366.
- Hart A.M., Lasi F.E., Glenn E.P., 2002. SLODS : slow dissolving standards for water flow measurements. *Aquac. Eng.*, 25 :239-252.
- Heslinga G. A., Orak O., Ngiramengior M., 1984. Coral reef sanctuaries for trochus shells. *Mar. Fish. Rev.*, 46 : 73-80.
- Hill J., Wilkinson C., 2004. *Methods for ecological monitoring of coral reefs*, Australian Institute of Marine Science,

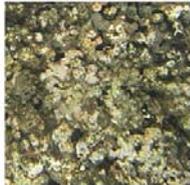
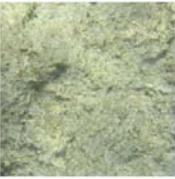
Townsville.

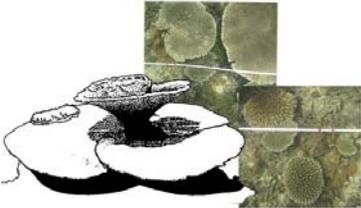
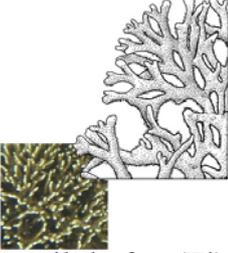
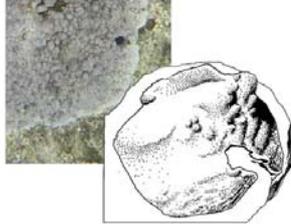
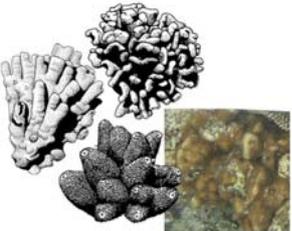
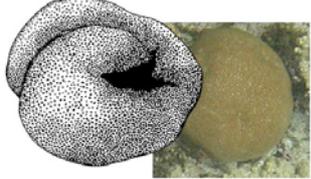
- Holms-Hansen O., Lorenzen C.J., Holmes R.W., Strickland J.D.H., 1965. Fluorimetric determination of chlorophyll. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.*, 30 : 3-15.
- Jacquet S., Delesalle B., Torrèton J.P., Blanchot J., 2006. Response of phytoplankton communities to increased anthropogenic influences (southwestern lagoon, New Caledonia). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 320 : 65-78.
- Jokiel P.L., Morrissey J.I., 1993. Water motion on coral reefs : evaluation of the "clod card" technique. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 93 : 175-181.
- Jones G.P., Syms C., 1998. Disturbance, habitat structure and the ecology of fishes of coral reefs. *Australian Journal of Ecology*, 23 : 287-297.
- Kohler K.E., Gill S.M., 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) : a Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32 (9) : 1259-1269.
- Austin A., Lang S., Pomeroy M., 1981. Simple methods for sampling periphyton with observations on sampler design criteria. *Hydrobiologia* 85 : 33-47.
- Lincoln-Smith, M. P., Pitt, K. A., Bell, J. D., and Mapstone, B. D. 2006, 'Using impact assessment methods to determine the effects of a marine reserve on abundances and sizes of valuable tropical invertebrates', *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 63, 1251-1266.
- Lorenzen C.J., 1966, A method for the continuous measurement of in vivo chlorophyll concentration. *Deep Sea Res.*, 13 : 223-227.
- Lubchenco J., Palumbi S.R., Gaines S.D. & Andelman S., 2003. Plugging a hole in the ocean : the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*, 13 : S3-S7.
- Mari X., Rochelle-Newall E., Torrèton J.-P., Pringault O., and Jouon A., 2007. Water residence time : a regulatory factor of the DOM to POM transfer efficiency. *Limnol. Oceanogr.*, 52 : 808-819.
- McClanahan T.R., Arthur R., 2001. The effect of marine reserves and habitat on populations of East African coral reef fishes. *Ecol. Appl.*, 11 : 559-69.
- McClanahan, T. R., Baker A. C., Ateweberhan M., Maina J., Moothien Pillay R., 2005. Refining coral bleaching experiments and models through reiterative field studies. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 305 : 301-303.
- Ouillon S., Douillet P., Fichez R. and Panche J. Y., 2005. Enhancement of regional variations in salinity and temperature in a coral reef lagoon, New Caledonia. *C R Geosci.*, 337(16) : 1509-1517.
- Rao H. S., 1937. On the habitat and habits of *Trochus niloticus*. *Linn in the Adaman Seas. Rec. Indian Mus.*, 39 : 47-82.
- Roberts C. M., Polunin N. V. C., 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries.*, 1 : 65-91.
- Sanchez Lizaso J. L., Goni R.; Renones O.; Charton, G.; Galzin R., Bayle J. T., Sanchez Jerez P., Perez Ruzafa A., Ramos A.A., 2000. Density dependence in marine protected populations : a review. *Environ. Conserv.*, 27 : 144-158.
- Sale P.F., 1978. Coexistence of coral reef fishes a lottery for living space. *Environ. Biol. Fishes*, 3 : 85-102.
- Sale P.F., Cowen R.K., Danilowicz B.S., Jones G.P., Kritzer J.P., Lindeman K.C., 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (2) : 74-80.
- Salvat B., Richard G., Salvat F., Berigaud R., Antoine L., Berigaud M.C., Plessis Y., 1972. *Moorea-Tiahura : Etude des peuplements du lagon et du récif*. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Perpignan, France.
- Stevenson R.J., Bahls L.L., 1999. Periphyton protocols. *Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers*. 6.1-6.22. 2nd edition. By : M. T. Barbour, J. Gerritsen, B. D. Snyder and J. B. Stribling. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Teitelbaum A., Friedman K., 2008. Successes and failures in reintroducing giant clams in the Indo-Pacific region. *SPC Trochus Information Bulletin*, 14 - July 2008.
- Thompson T.L., Glenn E.P., 1994. Plaster standards to measure water motion. *Limnol. Oceanogr.*, 39(7) : 1768-1779.
- Volatier L., 2004. *Réponse d'une communauté périphytique à un effluent complexe : études en bio essais et canaux artificiels*. Thèse d'état en hydrobiologie, Lyon I. 314 p.
- Yentsch C.C., Menzel D.W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and pheophytin by fluorescence. *Deep Sea Res.*, 10 : 221-231.

} Annexe 1 : Récapitulatif des espèces étudiées avec le détail de leurs répartitions, leurs habitats, tailles ages maximum et de maturité et les intérêts commerciaux qu'elles apportent en Nouvelle-Calédonie.

Espèce	Répartition géographique	Lieu de vie	Particularité	Maximum de tailles et d'âge	Maturité	Intérêt commercial
<p><i>Trochus niloticus</i></p>  <p>Mollusque Gastéropode Trochidae</p>	Indo-Pacifique tropical	Jeune: extérieur du récif Adulte: platier à pente externe. Profondeur: 0 à 25m, plus généralement entre 0 et 10m	Actif la nuit : broute le périphyton sur les dalles. Cryptique le jour, dissimulé sous du corail	15cm, 15ans	6cm, 2ans	Chair Industrie nacrière
<p><i>Tectus pyramis</i></p>  <p>Mollusque Gastéropode Trochidae</p>	Indo-Pacifique tropical	Jeune: extérieur du récif Adulte: platier à pente externe. Profondeur: 0 à 25m, plus généralement entre 0 et 10m	Actif la nuit : broute le périphyton sur les dalles. Cryptique le jour, dissimulé sous du corail	15cm, 15-20ans	6cm, 2ans	<i>A priori</i> aucun
<p><i>Tridacna maxima</i></p>  <p>Mollusque Bivalve Tridacnidae</p>	Indo-Pacifique tropical	Zone côtière, sur substrat dur calcaire, espèce sessile Profondeur: 0 à 35m	Vit en symbiose avec <i>Symbiodinium microadriaticum</i>	35cm 35-40ans	Mâle: 6cm, ~6ans Femelle: 10-12cm ~10-12ans	Chair (ex: soupe de bénitiers) Export des valves

Annexe 2: Images des différentes catégories de recouvrement benthique utilisées dans l'étude.

 <p>Algue (Alg)</p> <p>Macrophyte</p>	  <p>Corail mort (Dead)</p>	  <p>Dalle (Rock)</p>
<p>Sédiments fins</p>  <p>Sable (Sand)</p>	 <p>Débris (Deb)</p>	 <p>Bloc (Bould)</p>  <p>Algues calcaires (Calc)</p> <p>Substrat rocheux</p>

<p>Types de Corail</p>		
 <p>Digité (Dig)</p>	 <p>Foliacé (Fol)</p>	 <p>Branchu (Br)</p>
 <p>Tabulaire (Tab)</p>	 <p>Corail de feu (Fi)</p>	 <p>Encroûtant (Enc)</p>
 <p>Submassif (Sub)</p>	 <p>Massif (Mass)</p>	 <p>Mou (Soft)</p>

Annexe 3: Résultat de l'ANOSIM des différences inter-sites basées sur les variables décrivant l'habitat des sites échantillonné en 2007 et en 2009, en bleu, les sites n'étant pas statistiquement différents ($p > 5\%$).

Groupe	R	p (%)
Amédée, Bancs Ouest	-0,009	47,2
Amédée, Laregnère	0,285	0,2
Amédée, Maitre	0,269	0,1
Amédée, Récif Laregnère	0,02	22,7
Amédée, Sèche Croissant	0,727	0,4
Amédée, Bancs Nord	0,062	15,2
Amédée, Nouville	0,651	0,1
Amédée, Ricaudy	0,987	0,1
Bancs Ouest, Laregnère	0,258	0,3
Bancs Ouest, Maitre	0,306	0,2
Bancs Ouest, Récif Laregnère	0,049	11,1
Bancs Ouest, Sèche Croissant	0,646	0,4
Bancs Ouest, Bancs Nord	0,043	19,8
Bancs Ouest, Nouville	0,615	0,1
Bancs Ouest, Ricaudy	0,959	0,1
Laregnère, Maitre	0,088	7,7
Laregnère, Récif Laregnère	0,172	0,9
Laregnère, Sèche Croissant	0,093	18,4
Laregnère, Bancs Nord	0,269	1
Laregnère, Nouville	0,131	7,7
Laregnère, Ricaudy	0,592	0,1
Maitre, Récif Laregnère	0,192	0,5
Maitre, Sèche Croissant	0,243	6,2
Maitre, Bancs Nord	0,194	2
Maitre, Nouville	0,027	34,7
Maitre, Ricaudy	0,724	0,1
Récif Laregnère, Sèche Croissant	0,579	4,4
Récif Laregnère, Bancs Nord	0,011	31,6
Récif Laregnère, Nouville	0,565	0,1
Récif Laregnère, Ricaudy	0,905	0,1
Sèche Croissant, Bancs Nord	1	1,5
Sèche Croissant, Nouville	0,987	2,2
Sèche Croissant, Ricaudy	0,904	1,5
Bancs Nord, Nouville	0,98	0,1
Bancs Nord, Ricaudy	0,997	0,1
Nouville, Ricaudy	0,664	0,2

Annexe 4: Résultat du modèle GLM permettant d'expliquer la densité de *T.niloticus* en fonction des variables et des estimateurs de coefficients à attribuer à chaque variable.

Equation du modèle en dessous du tableau.

	Niveau	estimation du coefficient	Erreur standard	Wald	p
Ordonnée à l'origine		-0,302	2,081	0,021	0,885
Br		0,005	0,020	0,058	0,810
Dig		-0,010	0,028	0,133	0,716
Enc		-0,006	0,027	0,058	0,809
Fol		0,061	0,176	0,120	0,729
Mass		0,021	0,031	0,441	0,507
Soft		-0,013	0,028	0,210	0,646
Sub		-0,010	0,023	0,176	0,674
Tab		0,006	0,020	0,076	0,783
Bould		-0,022	0,048	0,208	0,648
Dead		0,010	0,021	0,256	0,613
Deb		0,003	0,023	0,020	0,887
Rock		0,009	0,021	0,170	0,680
Alg		0,007	0,023	0,094	0,760
Seag		-0,029	0,148	0,039	0,843
statut.protection	réserve	0,170	0,073	5,504	0,019
Hydrodynamisme	fort	0,069	0,074	0,869	0,351
Hydrodynamisme	moyen	-0,084	0,058	2,069	0,150
statut.protection* hydrodynamisme	1	0,147	0,080	3,337	0,068
statut.protection* hydrodynamisme	2	-0,130	0,082	2,534	0,111

$$\text{densité}(T.\text{niloticus}) = -0,302 + 0,005(\%Br) - 0,01(\%Dig) - 0,06(\%Enc) + \dots + 0,17 \left(\frac{1(\text{AMP})}{-1(\text{NonAMP})} \right) + \dots$$