



Programme ZoNéCo

Modélisation des ressources vivantes et de leur gestion en milieu corallien : application aux Aires Marines Protégées de Nouvelle-Calédonie

Rapport technique réalisé par Marion Amand
pour la Province Sud de Nouvelle-calédonie

Septembre 2004



Préambule	1
Introduction	2
Pourquoi penser à une Aire Marine Protégée ?	2
Qu'est ce qu'une AMP ?	2
Comment évaluer les effets d'une AMP ?	3
Effets attendus et/ou obtenus d'une AMP	4
• Effets écologiques	4
• Effets économiques et sociaux	6
Les principaux indicateurs de la littérature	6
• Les indicateurs écologiques	6
• Les indicateurs économiques et sociaux	7
• De manière générale	7
Le cas de la Nouvelle-Calédonie	8
1. Le contexte	8
2. Proposition méthodologique sur l'effet des AMP	9
2.a. Utilisation d'Analyse multivariées	10
2.b. Utilisation de ratios (rapports)	12
3. Résultats	13
3.a. Analyses multivariées	13
3.b. Les ratios	16
4. Discussion des résultats	18
4.a. Les analyses multivariées	18
4.b. Les ratios	19
5. Conclusion et indicateurs potentiels du récif Aboré	20
Bibliographie	21
Annexes	44

Préambule :

Ce rapport est basé sur les travaux liés à deux publications scientifiques :

- **Amand M.**, Pelletier D., Ferraris J., 2004. A step toward the definition of ecological indicators of the impact of fishing on the fish assemblage of the Aore reef reserve (New Caledonia). *Aquat. Living Resour.* 17, 139-149.
- Pelletier D., Garcia-Charton J.A., Ferraris J., Gilbert D., Thébaud O., Letourneur Y., Claudet J., **Amand M.**, Kulbicki M., Galzin R., 2004. Designing indicators for evaluating the effects of Marine Protected Areas on coral reef ecosystems : a multidisciplinary standpoint. *Aquat. Living. Resour.* (in Press)

ainsi qu'à trois posters scientifiques qui ont été réalisés pour des participations à des congrès :

- **Amand M.**, Pelletier D., Ferraris J., Kulbicki M., 2004. Ecological indicators for assessing the impact of marine reserve : the case of the Aore reef reserve (New Caledonia). *World Fisheries Congress, Vancouver 2004.*
- Pelletier D., Ferraris J., **Amand M.**, 2004. Evaluating the impact of MPA status on fish assemblages : a holistic approach based on statistical models. *World Fisheries Congress, Vancouver 2004.*
- Kulbicki M., **Amand M.**, Bozec Y.M., 2004. Effectiveness of a range of ecosystemic indicators to test the effects of fishing on highly diverse coral reef fish communities: case study in New Caledonia. *SCOR symposium, Paris 2004.*

Ce rapport n'aurait pu être réalisé sans les travaux menés, de Avril 2003 à Août 2004, conjointement avec Dominique Pelletier (IFREMER Nantes), Jocelyne Ferraris (EPHE Perpignan) et Michel Kulbicki (IRD Nouméa).

Introduction :

Le programme ZoNéCo finance des actions de recherche en Nouvelle-Calédonie. Un des axes de recherche de ce programme concerne la « Modélisation des ressources vivantes et de leur gestion en milieu corallien : application à l'évaluation de l'impact d'Aires Marines Protégées sur les poissons récifaux en Nouvelle-Calédonie » qui vise à définir des bio-indicateurs de suivi de l'état des communautés de poissons en milieu corallien. En particulier il s'agit de rechercher des indicateurs de l'effet des Aires Marines Protégées sur le peuplement dans plusieurs réserves du lagon Sud de Nouvelle-Calédonie.

Le présent rapport fait l'état des lieux des indicateurs écologiques recensés dans les écosystèmes corallien du monde et propose une méthodologie pour évaluer l'effet de la réserve marine mise en place en 1990 sur le récif Aboré dans le lagon Sud de Nouvelle-Calédonie.

Ce rapport technique, qui fait suite à un an ½ de travaux financés par le programme ZoNéCo, vise donc à mieux cerner les connaissances relatives aux Aires Marines protégées en milieu corallien dans un contexte mondial et local :

- Pourquoi une protection ?
- Comment peut on évaluer les effets d'une protection ?
- Quels sont les effets attendus d'une protection ?
- Quels sont les principaux indicateurs potentiels qui peuvent être utilisés à ce jour ?
- En Nouvelle-calédonie, sur le récif Aboré, quelles variables biologiques peuvent servir d'indicateurs ?

Autant de questions auxquelles ce rapport va tenter d'apporter le maximum de réponses.

Pourquoi penser à une Aire Marine Protégée ?

Les écosystèmes côtiers et les ressources correspondantes subissent une pression du développement démographique, de l'urbanisation et du tourisme et doivent être protégés des influences anthropiques. C'est pourquoi de plus en plus d'Aires Marines Protégées sont instaurées.

Les Aires Marines Protégées constituent une mesure de conservation par excellence puisqu'il s'agit de soustraire, même temporairement, une partie de l'écosystème à l'influence de l'homme, dans l'espoir que les populations se régénèrent et que les habitats soient préservés (Pelletier, 2001). De part l'instauration d'une protection, il va y avoir des effets à l'intérieur de la réserve qui découlent directement de la mise en place de celle-ci, et il va y avoir des effets à l'extérieur de la réserve qui résultent des effets produits dans la réserve.

Les Aires Marines Protégées (AMP) sont de plus en plus considérées comme des mesures de gestion alternative permettant à la fois une gestion durable des ressources exploitées et la conservation des écosystèmes.

Qu'est ce qu'une AMP ?

Dans Pelletier et al. (2004a) il est mentionné qu'en 1992, lors de la commission mondiale sur les zones protégées il a été défini 6 types de zones protégées : 1) zone de réserve intégrale ; 2) parc national ; 3) monument naturel ; 4) zone de gestion des habitats et espèces ; 5) protection des paysages marins; 6) zone protégée pour la gestion des ressources.

Il y est également mentionné que, d'après un article de Boersma and Parrish (1999) qui fait la revue de 30 articles, les objectifs de l'établissement des zones protégées sont les suivants : protection des ressources marines locales (93 %), promotion et contrôle du tourisme (67 %), protection de la biodiversité (67 %), et l'augmentation des pêcheries à travers un système de protection et de gestion (53 %). Les objectifs de gestion peuvent être résumés à partir de la littérature existante en 4 thèmes : la conservation, la connaissance, la pêche et les divers usages (Tableau 1).

Tableau 1. Pelletier et al. 2004a.

	Conservation	Connaissance	Pêche	Usages divers
Objectifs	Conservation Protection habitat Protection des espèces Emblématiques Préservation de l'héritage	Education Recherche	Protection des ressources Protection des nurseries Exploitation durable Réhabilitation des ressources	Promotion du tourisme et des activités récréatives (ex. la plongée)

Comment évaluer les effets d'une AMP ?

Des indicateurs sont utilisés pour évaluer les effets des AMP sur les écosystèmes coralliens. Un indicateur peut être vu comme une fonction mathématique qui peut être calculée à partir de mesures de terrain ou à partir de modèles, et qui est liée à des objectifs de gestion ou à des questions de recherche scientifique (Amand et al., 2004a ; Pelletier et al., 2004a). Un indicateur est une fonction des observations, dont la valeur indique le statut et/ou la dynamique du système auquel on s'intéresse (FAO, 1999). Les indicateurs doivent être utilisés pour établir des diagnostics et évaluer les risques qui incombent aux changements dans le système étudié. Par exemple, l'index d'intégrité biotique de Karr (1981) quantifie le niveau de perturbation d'une communauté de poissons. De plus en plus les indicateurs deviennent une question importante dans les sciences environnementales (Garcia et al., 2000). Un indicateur doit être pertinent, c'est à dire répondre aux questions qu'on se pose, et il doit être efficace, c'est à dire être précis et statistiquement puissant (Amand et al., 2004a, Pelletier et al., 2004a).

Définir des indicateurs de l'efficacité des AMP requière de trouver les variables biologiques les plus pertinentes pour détecter les effets de la réserve.

La plupart des études évaluent l'effet des AMP sur la densité, la biomasse ou la taille moyenne et montrent des résultats positifs pour ces variables à l'intérieur de la réserve par rapport à l'extérieur. Pour la richesse spécifique ces résultats ne peuvent cependant pas être généralisés car ils varient beaucoup d'un cas à l'autre. Les effets de la réserve qui sont plus frappant pour les espèces commerciales (Bohnsack, 1990 ; Bohnsack et al., 1994 ; Chiappone et al., 2000 ; Francour, 1994 ; Russ and Alcala, 1998) sont souvent mitigés, dû à d'autres facteurs qui influencent la structure de la communauté de poissons, comme l'habitat ou des relations entre espèces (Polunin and Roberts, 1993 ; Grigg, 1994). Aussi, prendre en compte l'habitat est pertinent pour l'analyse et la compréhension des variations spatio-temporelles des communautés de poissons (Sale, 1998).

Effets attendus et/ou obtenus d'une AMP

Les principaux effets attendus de la mise en place des AMP sur les peuplements marins sont la protection de la biomasse, de la ressource et de l'abondance des géniteurs, l'exportation de poissons vers l'extérieur de l'AMP, le retour à une structure démographique plus équilibrée des populations et la conservation des habitats essentiels aux populations. Dans beaucoup d'études concernant la pression anthropique des écosystèmes marins, les aspects économiques et encore plus les aspects sociaux sont souvent moins évalués que les effets écologiques.

Les effets mentionnés ci-dessous sont issus de l'article Pelletier et al. 2004a. Dans cet article, une distinction est faite entre les effets qui se rapportent aux populations marines et aux écosystèmes (effets écologiques), et les effets qui se rapportent aux aspects économiques et sociaux.

Les effets écologiques sont issus d'études empiriques alors que les effets économiques sont issus d'une part d'études empiriques et d'autre part de modélisation. Pour les effets sociaux les études trop descriptives et qualitatives sont exclues ce qui laisse très peu de cas. Les aspects économiques et sociaux ne seront pas détaillés dans ce rapport puisqu'ils n'ont pas fait l'objet d'études liées aux recherches financées par le programme ZoNéCo.

Pour **les effets écologiques**, plus de 20 effets ont été listés à partir d'un certain nombre d'articles incluant une revue bibliographique importante (Annexe 1). Ces articles distinguent généralement les effets attendus à l'intérieur et à l'extérieur de la zone protégée. Ces effets sont classés ainsi: i) effets au niveau de la population (Tableau 2) ; ii) effets au niveau de la communauté (Tableau 3) ; iii) effets relatifs à l'habitat (Tableau 4).

Dans les tableaux 2, 3 et 4 on liste les effets écologiques attendus et les variables mesurées pour mettre en évidence ces effets. Ces variables sont issues d'articles cités en Annexe 2, 3 et 4.

Tableau 2. Pelletier et al 2004a.

Effet attendu	Variables mesurées
1. Protection du seuil de biomasse de reproducteurs pour les espèces surexploitées	Densité, biomasse, capture par unité d'effort (CPUE), richesse spécifique des groupes d'espèces ciblées, présence/absence
2. Réhabilitation de la structure en âge des populations	Moyenne, distribution de taille, densité ou fréquence des individus grands/ vieux
3. Exportation de la biomasse	Nombre de re-captures, distance parcourue, trajectoires, densité, taille moyenne, biomasse et CPUE à l'extérieur des AMP, temps de résidence
4. Rehausser le rendement des pêcheries	CPUE, effort de pêche (nombre de fusils, nombre de pêcheurs, distribution spatiale)
5. Augmenter la fécondité et la production d'œufs et de larves	Production d'œufs, densité larvaire
6. Changement de la densité-dépendance dans les traits d'histoire de vie et le parasitisme	Sex ratio, abondance et prévalence de parasites, index de condition
7. Protection du recrutement	Index de recrutement, taux de survie des juvéniles

Tableau 3. Pelletier et al. 2004a.

Effet attendu	Variables mesurées
8. Restauration /Changements de la structure de l'assemblage	Composition spécifique et abondance relative de certains groupes d'espèces, composition des contenus stomacaux
9. Protection de la biodiversité	Indices de richesse spécifique et de diversité, relations zones/espèces
10. Effets indirects sur les algues et les invertébrés (effet en cascade, réactions de chaîne alimentaire)	Densité des invertébrés, taille et poids, couverture corallienne, distribution spatiale des espèces, taux de prédation
11. Augmentation de la stabilité de l'écosystème et résilience	Variabilité temporelle de la diversité, de la biomasse et de la densité

Tableau 4. Pelletier et al. 2004a.

Effet attendu	Variabes mesurées
Protection des habitats essentiels pour l'installation larvaire, le recrutement, la ponte et l'alimentation. Préservation de zones d'habitats non perturbés	Densité, biomasse et richesse spécifique de l'epibenthos et de l'endobenthos, perturbations du substrat, CPUE des poissons exploités
Impacts négatifs liés aux usages récréatifs	Densité, biomasse et richesse spécifique de l'epibenthos, perturbations du substrat

Pour les effets économiques moins d'études ont été recensées. D'après Hoagland et al. (1995) et Pelletier et al. (2004a) 2 types d'effets économiques sont à distinguer : Les effets chiffrés qui se réfèrent aux effets sur l'activité humaine qui peuvent être mesurés en utilisant des prix courant, et les effets non chiffrés qui se réfèrent aux effets qui requièrent l'application de méthodes spécifiques puisqu'ils relatent de services non commercialisés sur le marché (Turner and Adger, 1996).

En ce qui concerne les effets sociaux, la perception des personnes directement ou indirectement affectés par la mise en place d'une AMP est très importante, puisque c'est elle qui fournit le degré de soutien ou d'opposition aux AMP, avec les conséquences que cela entraîne sur l'efficacité de la protection. La documentation sur les effets sociaux des AMP est maigre comparée à celle concernant les effets écologiques et économiques. Les effets sociaux des AMP sont classés selon 3 objectifs généraux recensés dans la littérature: i) réduire et anticiper les conflits entre différents groupes d'usagers ; ii) améliorer la satisfaction des visiteurs ; et iii) augmenter la connaissance à propos des écosystèmes marins et de la biodiversité.

Les principaux indicateurs de la littérature (liés aux effets mentionnés ci-dessus)

Les indicateurs écologiques

On considère qu'une variable mesurée à une échelle donnée est une métrique (Amand et al., 2004a ; Pelletier et al., 2004a). Une métrique constitue un indicateur potentiel pour un ou plusieurs effets relatifs à l'existence d'une AMP (Tableaux 2 et 3). D'après Pelletier et al. (2004a) les critères de performance des indicateurs utilisés sont la pertinence et l'efficacité. La pertinence d'un indicateur illustre le lien entre l'indicateur et l'effet qu'il est supposé indiquer. L'efficacité d'un indicateur rassemble les concepts de puissance statistique, de précision, de variabilité, de sensibilité et le fait qu'il y ait des valeurs de référence ou seuils avec lesquels l'indicateur peut être testé. La pertinence d'un indicateur potentiel est évaluée à partir du nombre de fois, dans la littérature, où il est utilisé pour évaluer un effet.

L'efficacité d'un indicateur potentiel est évaluée comme la proportion d'effets significatifs trouvés dans la littérature, que ces effets soient positifs ou négatifs.

D'après Pelletier et al. (2004a) la première observation est que la densité totale se révèle être un indicateur qui fonctionne moyennement (56%), tandis que la densité totale des espèces commerciales fonctionne beaucoup mieux (82%).

La taille moyenne se révèle être un indicateur d'une faible efficacité (38%) pour évaluer la capacité des AMP à réhabiliter la structure d'âge des populations.

La distribution de taille des populations se montre plus efficace pour cet effet (56%), et cette métrique est très bien reliée (95%) au potentiel des AMP à augmenter l'abondance des populations.

La restauration que l'on attend de la structure de la communauté est mieux évaluée par les métriques reliées à la densité (67% d'efficacité) qu'avec la richesse spécifique des familles les plus importantes (41%), bien que ces dernières soient plus souvent utilisées que les précédentes. Les profils de densité sont généralement analysés grâce à des méthodes multivariées. La richesse spécifique totale semble être un indicateur relativement efficace (59% d'efficacité).

Les indicateurs économiques

On dénombre peu d'études empiriques concernant les impacts économiques des AMP d'où la difficulté d'apporter le même type d'évaluation. Les effets économiques d'une AMP doivent être définis comme la différence des bénéfices issue de l'écosystème avec ou sans protection (Pendleton, 1995). De telles différences doivent être calculer à partir de la mesure des variations des bénéfices et des coûts associés aux changements dans la qualité de l'écosystème et des usages, qui résultent de la protection des récifs.

Les indicateurs sociaux

La plupart des études qui traitent des considérations sociales relatives à la mise en place des AMP, sont principalement descriptive et il est difficile d'en extraire des indicateurs potentiels même qualitatifs.

Les entretiens et les questionnaires sont les méthodes qui paraissent les plus adaptées pour collecter de l'information à ce sujet. Les métriques utilisées devraient logiquement être similaires à celles utilisées dans les autres domaines des sciences sociales. Cependant, dans le cas des AMP ce type d'études demeure très rare. Aussi, un indicateur qui s'est révélé potentiellement intéressant pour évaluer le soutien social des AMP est le nombre de conflits par année.

D'une manière générale

Dans le cas des effets écologiques un certain nombre d'indicateurs peuvent être identifiés et certains évalués. Ces indicateurs ne sont pas spécifiques aux AMP des écosystèmes coralliens mais concernent l'analyse écologique en général. Pour certains leur efficacité peut être évaluée et on montre que les plus utilisés ne sont pas forcément les plus efficace. Un certain nombre d'effets écologiques attendus n'ont jamais vraiment été testés ou trop rarement ce qui implique que la performance des métriques correspondantes ne peut pas être évaluée.

La revue d'articles écologiques et économiques souligne la nécessité de prendre en considération, dans les analyses, l'évolution des écosystèmes et leurs utilisations en l'absence d'AMP, de la même manière qu'on effectue des protocoles avant/après en écologie (BACI).

Un autre parallèle amène au fait que la plupart des études considèrent un ou deux effets des AMP mais ne considère pas l'échelle du système, que ce soit l'écosystème, la pêcherie, ou

encore l'écosystème et ses usages. Dans ce domaine des perspectives incluent: i) une modélisation intégrée qui est de plus nécessaire pour la construction d'indicateurs de la dynamique du système; et ii) un ensemble d'indicateurs complémentaires qui traitent différents effets des AMP.

L'étude, financée par le programme ZoNeCo de Nouvelle-Calédonie, pour la modélisation des ressources vivantes et de leur gestion en milieu corallien a pour but de définir des indicateurs des effets écologiques des Aires Marines Protégées sur les peuplements de poissons. La suite du rapport présente donc les indicateurs potentiels du récif Aboré et le lien que l'on peut faire avec les indicateurs recensés dans le monde.

La partie qui suit a fait l'objet d'une publication (Amand et al., 2004a) ainsi que de trois posters scientifiques pour participation à des congrès (Amand et al., 2004b ; Pelletier et al., 2004b, Kulbicki et al., 2004).

Le cas de la Nouvelle-Calédonie

Les écosystèmes coralliens sont forts d'une grande biodiversité de la faune et de la flore. Aussi, ils sont le point de départ de nombreuses études concernant les peuplements de poissons. Cependant se sont des écosystèmes complexes et fragiles qui sont menacés par les perturbations d'origine naturelle ou anthropique. En Nouvelle-Calédonie, les activités agricoles et industrielles (extraction minière), le développement du tourisme et l'intensification de l'urbanisation ont des impacts négatifs sur l'écosystème littoral.

Les poissons lagunaires sont, en Nouvelle-Calédonie, la base d'une activité économique importante, soit directe (pêche et vente de poissons), soit indirecte (vente de matériel de pêche, carburant, bateaux...). Ils ont également une importance culturelle et récréative primordiale. Il y a donc une diversité des usages due à des variabilités culturelles, ethniques et socio-économiques. Les différentes formes d'exploitation pour les pêcheries sont la pêche à pied, ou en bateau, la pêche professionnelle, de loisir ou de subsistance.

D'où la nécessité, pour les gestionnaires de Nouvelle Calédonie, d'instaurer des AMP. Les premières datent de 1970.

1. Le contexte

En Nouvelle-Calédonie, il y a 3 types de pêcheries : hauturière, côtière et lagunaire. Les réserves marines concernent uniquement la pêche de lagon. Cette pêche vise principalement les familles suivantes : les Acanthuridés, les Scaridés, les Lethrinidés, les Lutjanidés et les Serranidés.

Il existe des variations importantes dans la répartition des espèces d'une province à l'autre et le niveau des stocks peut être différent au sein d'une même région. En 1998 il y avait 1659 espèces de recensées (Kulbicki, 1997). Les familles les plus abondantes ne représentent que 500 espèces dont 200 ont un intérêt commercial (Kulbicki 1998).

Les réserves marines ont été établies pour préserver les habitats de récif corallien, leurs ressources et leurs usages (pêche, activités récréatives et tourisme) (Sarramegna, 2000).

A l'heure d'aujourd'hui c'est la Province Sud qui concentre à elle seule la totalité des 17 Aires Marines Protégées de Nouvelle-Calédonie, ce qui s'explique par son importance en

terme de démographie et d'économie mais aussi par sa richesse car la mise en place d'aires protégées a un coût financier non négligeable.

Parmi toutes les réserves, le récif Aboré, sur lequel repose l'étude menée depuis Avril 2003, a fait l'objet d'un parcours particulier. En effet le statut de ce récif a été modifié puisqu'il faisait partie des réserves tournantes ce qui signifie que deux des trois réserves étaient ouvertes pendant que la troisième était fermée, l'ouverture et la fermeture se faisant par rotation tous les trois ans. Finalement il a été décidé que la réserve Aboré fonctionnerait différemment. Ce récif a donc été protégé en totalité de 1990 à 1993, puis de 1993 à 1995 deux tiers du récif a été ouvert à la pêche, et depuis 1995 la réserve est totalement protégée. En effet en 1993, au moment de l'ouverture d'une partie du récif, une étude a été réalisée pour suivre la pression de la pêche et ses impacts (Sarramegna, 2000). Il en est ressorti que la biomasse accumulée durant les 3 années de fermeture a été pêchée en quelques semaines à cause de la trop forte pression de pêche. Ce système tournant a donc été abandonné et il a été décidé de fermer entièrement le récif Aboré en Août 1995.

Aussi, la réserve a fait l'objet d'un suivi scientifique avant et après sa mise en place. Trois missions d'observation ont été réalisées en 1993 juste avant l'ouverture à la pêche, en 1995 juste avant la fermeture définitive de la zone, et en 2001. Au cours des deux premières missions, l'échantillonnage s'est déroulé selon le même protocole et avec les mêmes observateurs. Les observations sont des comptages visuels en plongée sur des transects linéaires de 50m tous poissons (commerciaux et non-commerciaux). Ces missions d'échantillonnage ont été réalisées par le LERVERM avec la participation de nombreux chercheurs et techniciens. Ces missions ont donné lieu à plusieurs rapports techniques réalisés pour la Province Sud de Nouvelle-Calédonie.

Le protocole expérimental repose sur une division du récif en 6 zones de tailles identiques et une stratification de chaque zone en 3 biotopes : platier, tombant et fond lagonaire. Deux stations sont échantillonnées par zone et par biotope, soit 69 stations au total sur les deux années (Ferraris et al., 2004). Les stations ont été choisies en fonction de leur statut de protection et de l'hydrodynamisme au quel elles sont soumises et aussi compte tenu des contraintes de temps et financières (Sarramegna, 2000). A chaque station des comptages visuels sous-marin ont été réalisés par 2 plongeurs le long de 2 transects de 50m. Chaque poisson observé est identifié au niveau de l'espèce et l'abondance par espèces est estimée par la méthode du « distance sampling » (Buckland et al., 1993 ; Kulbicki and Sarramegna, 1999). La densité (en nombre d'individus /m²), la biomasse (en g/m²) et la distribution de taille sont estimées pour chaque espèce.

Parce que les stations ne coïncident pas exactement entre 1993 et 1995, les variations spatiales dues entre autres à l'hétérogénéité de l'habitat sont prises en compte dans les analyses.

Aussi l'effet de la réserve va être évalué en prenant en compte entre autres variables explicatives, un facteur habitat.

2. Proposition méthodologique pour l'effet des AMP

Deux axes méthodologiques ont été abordés depuis Avril 2003. Le premier concerne l'utilisation d'analyses multivariées qui permettent d'étudier le peuplement dans son ensemble et donc d'évaluer des indicateurs de l'effet des AMP sur toute la communauté de poissons. Le deuxième axe de recherche concerne l'utilisation de ratios (rapports). Il s'agit ici de comparer des variables du peuplement afin de vérifier des hypothèses liées à la mise en place d'Aire Marine Protégée.

La partie qui concerne l'utilisation d'Analyses multivariées se réfère à l'article Amand et al. 2004a et aux posters Amand et al. 2004b et Pelletier et al. 2004b. La partie sur les ratios se réfère au poster Kulbicki et al. 2004.

2. a) Utilisation d'analyses multivariées

Un nombre très élevé d'espèces (374) a été observé durant l'échantillonnage du récif Aboré. Pour pallier à cette hyperdiversité typique des récifs coralliens, qui pose problème dans l'étude de l'impact des réserves marines, les espèces ont été regroupées suivant cinq critères à priori pertinents par rapport à l'impact potentiel d'une réserve : le régime alimentaire (Kulbicki et al., 1996), la mobilité (Grimaud and Kulbicki 1998), la famille taxonomique, une typologie basée sur des critères démographiques (Kulbicki et al., 1996) et la taille adulte. (Tableaux 5 et 6).

Tableau 5. Présentation des groupes d'espèces considérés dans les analyses. Pour la famille taxonomique, seules les 9 familles les plus importantes ont été retenues pour évaluer l'impact de la réserve. Amand et al. 2004a.

Trophique	Mobilité	Famille Taxonomique	Taille moyenne adulte
Piscivores (Pi)	Territoriale	Acanthuridés	S : 0-7 cm
Macrocarivores (MC)	Sedentaire	Chaetodontidés	M : 8-15 cm
Microcarivores (mC)	Faible mobilité	Labridés	
Corallivores (Co)	Grande mobilité	Lethrinidés	L : 15-50 cm
Herbivores (He)		Lutjanidés	
Détritivores (mAD)		Pomacentridés	XL : >50 cm
Zooplanctonophages (Zoo)		Scaridés	
		Serranidés	
		Siganidés	

Tableau 6. Présentation des groupes d'espèces selon les traits d'histoire de vie (Kulbicki et al. 1996). Amand et al. 2004a.

Groupe	Age à la première reproduction (années)	Croissance	Mortalité Naturelle	Espérance de vie (années)	Taille adulte (cm)
1	1	très rapide	forte	0.5-3	<30
2	1-3	initialement très rapide	moyenne	3-7	<30
3	2-3	moyenne	moyenne	3-7	>30
4	tard	initialement très rapide	faible	7-12	<30
5	tard	initialement très rapide	faible	7-12	30-50
6	très tard	lente	très faible	>12	50-100

Pour la taxonomie seulement 9 familles ont été retenues (sur 41 observées) soit parce qu'elles sont particulièrement visées par les pêcheurs, soit parce qu'elles sont importantes en terme d'abondance (Tableau 5), ce qui représente 246 espèces soit 66% de l'ensemble de la communauté de poissons.

Pour chaque critère, la densité, la richesse spécifique, la biomasse et la taille moyenne par transect sont estimés par groupe d'espèces.

L'impact de l'ouverture à la pêche sur la communauté de poissons est d'abord évalué par des modèles linéaires à effets fixes. Un modèle est ajusté pour chaque critère et chaque variable c'est-à-dire la densité, la biomasse, la richesse spécifique et la taille moyenne. Des variables qualitatives sont introduites dans le modèle pour expliquer les variables précédentes, il s'agit du facteur d'habitat (5 modalités, Tableau 7), un facteur année (2 modalités, 1993 et 1995), un facteur de zone (2 modalités, A et B. A pour les transects situés dans la zone fermée à la pêche depuis 1990, et B pour les transects situés dans la zone qui a été ouverte entre 1993 et 1995), et un facteur de groupe d'espèce. Le nombre de modalités de ce dernier facteur dépend du critère utilisé (Tableaux 5 et 6).

Tableau 7. Moyenne des variables environnementales par catégorie d'habitat. Amand et al. 2004.

	Habitat					
	hab1	hab2	hab3	hab4	hab5	hab6
Nb. de stations	14	3	20	11	11	8
Profondeur (m)	1	8	2	1	6	8
Sable (%)	2	2	6	3	48	12
Gravier (%)	7	7	18	55	9	10
Rochers (%)	7	30	34	22	9	9
Beach rock (%)	84	62	41	18	27	18
Unité corallienne (%)	0	0	0	1	6	50
Algues (%)	14	58	11	8	3	9
Corail vivant (%)	4	3	2	1	5	37

Dans un modèle donné, l'impact de l'ouverture à la pêche de la zone B est testé à travers les interactions qui impliquent au moins les facteurs zone et année. Parmi ces interactions si la seule qui est significative concerne les seuls facteurs zone et année, alors l'effet de l'ouverture à la pêche est le même pour tous les groupes d'espèces et les habitats. Par contre, s'il existe une interaction significative entre les facteurs zone, année et groupe d'espèce (ou habitat), alors l'effet de l'ouverture à la pêche diffère selon les groupes d'espèces (ou habitat).

La taille moyenne est modélisée à travers un modèle d'ANOVA (ANalyse de VAriance), alors qu'un modèle log-linéaire est utilisé pour les variables de densité et de biomasse. La richesse spécifique est quant à elle modélisée à travers un modèle linéaire généralisé avec une distribution de poisson.

Chaque modèle subit une sélection afin que seuls les termes les plus significatifs soient retenus (Venables and Ripley, 1997). Des comparaisons multiples sont utilisées pour tester les différences dans les variables entre les zones et les années, voir même suivant les groupes d'espèces. Cela nous permet d'assigner un sens à ces différences.

Les modèles linéaires permettent d'évaluer les effets pour chaque variable séparément. Dans le but de comparer les effets de l'ouverture à la pêche simultanément sur plusieurs variables un autre type de modèle est nécessaire (Amand et al., 2004a, b ; Pelletier et al., 2004b). La régression Partial Least Square (PLS) (Tenenhaus, 1998) rend possible le fait de tester simultanément les effets de plusieurs facteurs sur un ensemble Y de variables. La régression PLS est basée sur l'algorithme NIPALS (Wold, 1966). Cette algorithme vise à maximiser la covariance entre une combinaison linéaire des variables dépendantes Y, et une combinaison linéaire des variables explicatives X. La régression PLS permet de prédire les variables dépendantes à partir du modèle et ne requière aucune hypothèse de normalité sur la distribution des variables X. De plus, l'algorithme admet des données manquantes. Le modèle de prédiction PLS est exprimé comme une combinaison linéaire de composantes non corrélées qui sont ordonnées suivant la part de variance qu'elles apportent. Les régressions PLS ont été réalisées avec le logiciel SIMCA-P version 10.0 (Umetrics, Inc.).

Dans nos analyses, les régressions PLS ont été utilisées pour modéliser la densité, la biomasse, la taille moyenne et la richesse spécifique en fonction des facteurs qui ont été utilisés en modèle linéaire (Amand et al., 2004a). Les variables qualitatives (les facteurs habitat, année, zone réserve et groupe d'espèces) ont été codés en variables binaires. Un modèle PLS est ajusté pour chaque critère utilisé pour grouper les espèces. Pour chaque critère on compare la variance expliquée par chaque variable, et les ajustements totaux de chaque modèle sont comparés entre les critères. Les projections des variables X et Y sur les 2 composantes principales rendent possible l'évaluation des similarités entre les variations des variables Y, et l'identification des relations entre les variables X et les variables Y, c'est à dire les catégories de combinaison des facteurs zone, année et groupe d'espèce, par exemple la catégorie zone A x année 1993 x piscivores.

Les variables qui ressortent le plus à travers les régressions PLS peuvent donc être retenues en tant que métriques afin d'être intégrées à des indicateurs écologiques.

2.b) Utilisation de ratios (rapports)

Les hypothèses de départ de ce travail (Kulbicki et al., 2004) sont 1) que la pêche cible en priorité les piscivores et les carnivores ; 2) que les grands poissons sont généralement plus ciblés et plus vulnérables que les petits. L'hypothèse 1 entraîne que l'on va tester des ratios de piscivores ou de carnivores avec des espèces qui possèdent un niveau trophique plus faible.

Ces ratios devraient décroître quand la pression de pêche augmente.

L'hypothèse 2 quant à elle entraîne i) que les ratios de grands poissons sur les petits devraient décroître quand la pression de pêche augmente ; ii) que cette baisse devrait être plus importante pour les piscivores et les carnivores.

Les ratios sont testés sur les espèces du récif Aboré. Pour ce faire on considère les 3 missions d'échantillonnage qui se sont déroulées sur ce récif. Celle réalisée en 1993 juste avant l'ouverture d'une partie du récif à la pêche, celle réalisée en 1995 juste avant la fermeture définitive de la zone et celle réalisée en 2001 après 6 années consécutives de mise en réserve. En 2001 seules les espèces d'intérêts commerciales ont été comptées. Aussi notre travail repose sur ces espèces. Le long de transects de 50m de long, 98 espèces commerciales ont été recensées durant les 3 années d'échantillonnage. La densité (en nombre d'individus /m²), la biomasse (en g/m²) et la distribution de taille sont estimées pour chaque espèces.

Ces variables sont ensuite calculées par groupe trophique, par groupe de taille et en croisant ces 2 groupes.

Sous l'hypothèse 1 les paramètres que nous avons testés sont les suivants : i) rapport de la densité des piscivores et des macrocarnivores sur la densité des herbivores ; ii) rapport de la biomasse des piscivores et des macrocarnivores sur la biomasse des herbivores. Sous l'hypothèse 2 nous testons: i) le rapport de la densité des grandes espèces (>30 cm) sur la densité des petites (<30 cm) ; ii) le rapport de la biomasse des grandes espèces (>30 cm) sur la biomasse des petites (<30 cm) ; iii) le rapport de la biomasse des grands piscivores et macrocarnivores sur la biomasse des petits piscivores et macrocarnivores.

Tous les ratios sont testés grâce à des tests de Kruskal-Wallis.

Le test de Kruskal-Wallis est un test non paramétrique basé sur la statistique du Chi 2 et utilisé pour comparer plusieurs échantillons. L'hypothèse nulle qui considère que toutes les populations ont une distribution identique est testée contre l'hypothèse alternative qu'au moins deux des échantillons diffèrent. Nous avons utilisé un test non paramétrique car les observations sont de petites tailles. Il s'agit de l'équivalent du F de Fisher en Analyse de variance. Cependant le test de Kruskal-Wallis n'est pas aussi robuste que le F de Fisher.

Qu'on se place sous l'hypothèse 1 ou sous l'hypothèse 2, les ratios qui fonctionnent, c'est à dire pour lesquels les résultats vont dans le sens attendu (numérateur, dénominateur et quotient), peuvent être utilisés comme des indicateurs de l'effet des AMP sur les peuplements de poissons.

3. Résultats

3.a. Analyses multivariées

Que ce soit avec les modèles linéaires ou les modèles PLS, les meilleurs ajustements sont obtenus pour la variable de richesse spécifique. La taille moyenne et la densité sont assez performantes, alors que pour la biomasse les ajustements obtenus sont très moyens. De plus, les modèles révèlent plusieurs effets significatifs de l'habitat.

Des effets significatifs de la pêche sont trouvés pour plusieurs combinaisons de critères et variables (Tableaux 8 et 9).

Tableau 8. Impacts de la pêche estimés à partir des modèles linéaires. L'effet de second ordre correspond à une interaction significative entre les facteurs zone et année. L'effet de troisième ordre correspond à une interaction significative entre les facteurs zone, année et groupe d'espèces. L'effet est considéré comme non significatif quand la p value est plus grande que 0.1. Amand et al. 2004a.

Critère	Densité	Taille moyenne	Biomasse	Richesse spécifique
Trophique	1 ^{er} ordre (0.00) 2 nd ordre (0.06)	1 ^{er} ordre (0.07)	1 ^{er} ordre (0.02)	1 ^{er} ordre (0.04)
Mobilité	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet
Taxonomie	1 ^{er} ordre (0.00) 2 nd ordre (0.00)	Pas d'effet	Pas d'effet	1 ^{er} ordre (0.00)
Démographique	Pas d'effet	1 ^{er} ordre (0.00) 2 nd ordre (0.00)	2 nd ordre (0.04)	1 ^{er} ordre (0.02)
Taille adulte	1 ^{er} ordre (0.02)	1 ^{er} ordre (0.03) 2 nd ordre (0.01)	Pas d'effet	1 ^{er} ordre (0.07)

Tableau 9. Résumé des effets significatifs de la réserve pour toutes les variables et tous les critères. A est la zone qui est restée fermée et B celle qui a été ouverte entre 1993 et 1995. Un effet global signifie que pour un critère donné les effets de la réserve sont les mêmes pour toutes les modalités du groupe d'espèce. Amand et al. 2004a.

	Variation	Trophique	Taxonomie	Taille adulte	Démographique
Effets positifs de la réserve	↑A et ↓B	Densité des macrocarnivores Taille moyenne globale	Densité des Lethrinidés	Taille moyenne des XL Richesse spécifique globale Densité globale	Taille moyenne des groupes 1, 5 et 6
	↑↑A et ↑B				Taille moyenne du groupe 3
	→A et ↓B	Richesse spécifique globale	Richesse spécifique globale		
	↓A et ↓↓B	Densité des piscivores Densité des herbivores Biomasse globale	Densité des Siganidés		Biomasse du groupe 6 Richesse globale spécifique
Effets négatifs de la réserve	↓A et ↑B		Densité des Acanthuridés		Taille moyenne du groupe 4
	↑A et ↑↑B				Taille moyenne du groupe 2

Les résultats d'analyse de variance sont les suivants :

Critère trophique: effet significatif pour toutes les variables (Densité, Richesse, Taille moyenne et Biomasse).

Critère de mobilité : aucun effet significatif.

Critère de taxonomie, classe de taille adulte et classe démographique : les résultats dépendent des variables.

La richesse spécifique

Pour tous les critères, elle décroît dans la zone B qui a été ouverte. Dans la zone A qui est restée fermée soit elle augmente (critère de taille adulte), soit elle reste inchangée (critères trophique et taxonomie), soit elle décroît mais moins que dans B (critère démographique).

Pour la densité et la taille moyenne, cela dépend des groupes d'espèces.

La densité

CRITERE TROPHIQUE : pour les piscivores et les herbivores, la densité décroît entre 1993 et 1995 mais moins dans la zone A protégée que dans la zone B ouverte à la pêche.

Pour les macrocarnivores, la densité décroît dans B, alors qu'elle augmente un peu dans A. Pour ces trois groupes, les résultats peuvent être vus comme des impacts positifs de la protection.

CRITERE DE TAXONOMIE : pour les Lethrinidés, la densité augmente dans A entre 1993 et 1995, alors qu'elle décroît dans B durant la même période. Pour les Siganidés, la densité

décroît entre 1993 et 1995, mais moins dans A que dans B. La densité des Acanthuridés augmente de façon significative dans B mais décroît dans A. Aussi, un impact positif de la protection est observé pour les Lethrinidés et les Siganidés, alors qu'un effet apparemment négatif est observé pour les Acanthuridés.

CRITERE DE TAILLE ADULTE: on observe que les variations de densité sont les mêmes pour toutes les catégories du critère. Cela se traduit par une augmentation en A et une diminution en B, c'est à dire un effet positif de la protection.

CRITERE DEMOGRAPHIQUE ET DE MOBILITE : il n'y a pas d'effets significatifs c'est à dire pas de variations significatives de la densité dû à la protection.

La taille moyenne

CRITERE DEMOGRAPHIQUE: la taille moyenne des catégories 1, 5 et 6 augmente dans A et décroît dans B entre 1993 et 1995, ce qui correspond à un effet positif de la protection. Ces catégories incluent les petites espèces à courte histoire de vie (catégorie 1), et les grandes et moyennes espèces à longue histoire de vie (catégories 5 et 6). Pour la catégorie 4 (les petites espèces à longue histoire de vie), la taille moyenne décroît un peu dans A et augmente dans B, ce qui peut se traduire par un effet négatif de la protection. Pour les catégories 2 et 3 (petites espèces avec des histoires de vie intermédiaire), la taille moyenne augmente un peu plus dans B que dans A, ce qui peut aussi être traduit comme un effet négatif de la réserve.

CRITERE DE TAILLE ADULTE : entre 1993 et 1995 la taille moyenne des grandes espèces augmente en A et décroît en B, se traduisant par un effet positif de la réserve.

CRITERE TROPHIQUE : on observe que les variations de taille moyenne sont les mêmes pour toutes les catégories. Cela se traduit par une augmentation dans A et une diminution dans B, ce qui correspond à un effet positif de la protection.

CRITERES DE TAXONOMIE ET DE MOBILITE : il n'y a pas d'effets significatifs, aussi il n'y a pas de variations significatives de la taille moyenne dû à la protection.

Biomasse

CRITERE DEMOGRAPHIQUE: la biomasse des grandes espèces à longue histoire de vie décroît entre 1993 et 1995, mais moins en A qu'en B. Cela peut être vu comme un effet positif de la réserve.

CRITERE TROPHIQUE : les variations de biomasse sont les mêmes pour toutes les catégories. La biomasse décroît dans les 2 zones mais plus en B qu'en A, ce qui correspond à un effet positif de la réserve.

CRITERES DE MOBILITE, DE TAXONOMIE ET DE TAILLE ADULTE: il n'y a pas de variations significatives de la biomasse du fait de la protection..

Les résultats d'analyses PLS sont les suivants:

Les résultats sont interprétés pour l'ensemble des variables simultanément. Par exemple dans le cas des piscivores, la densité décroît plus en B qu'en A (Figure 1), alors que la taille moyenne augmente en A et diminue en B. La richesse spécifique des piscivores suit la même tendance que la densité, bien qu'aucun effet de ce type ne soit mis en évidence dans les modèles linéaires.

Sous l'hypothèse 2 on note que : i) comme prévu la densité des petites espèces augmente dans B, la densité des grandes espèces décroît en B entre 1993 et 1995, et la densité des grandes espèces augmente en B entre 1995 et 2001 ; ii) la biomasse des petites espèces décroît en A de façon inattendue entre 1993 et 1995, comme prévu la biomasse des petites espèces décroît en B entre 1993 et 1995 et augmente entre 1995 et 2001, la biomasse des grandes espèces décroît en A de façon inattendue entre 1993 et 1995, et comme prévu la biomasse des grandes espèces décroît en B entre 1993 et 1995 et augmente entre 1995 et 2001 ; iii) la densité des grands piscivores et macrocarnivores décroît de façon inattendue en A entre 1993 et 2001, et en B comme prévu elle diminue entre 1993 et 1995 et augmente entre 1995 et 2001, enfin la densité des petits piscivores et macrocarnivores décroît de manière inattendue dans les 2 zones entre 1995 et 2001.

Rapport Densité Petites / Grandes espèces	1993			1995			2001		
	A	A	B	A	A	B	A	A	B
1993		NS		NS	★	★	NS	NS	NS
1995				★	★		NS	★	NS
2001								NS	

Rapport Biomasse Grandes/Petites	1993			1995			2001		
	A	A	B	A	A	B	A	A	B
1993		★		★	★	★	★	★	★
1995					★		NS	NS	★
2001								NS	

Rapport Densité Petits Pi+C / Grands Pi + C	1993			1995			2001		
	A	A	B	A	A	B	A	A	B
1993		★★		★	★	★	NS	NS	NS
1995				★	★		NS	★	★
2001								NS	

★ Significativité $0.07 < p < 0.05$ ★ Significativité $p < 0.05$ ★ Significativité $p < 0.1$ ★ Résultats inattendus
 B = comparaison de la zone B avec la zone B à 2 instants différents NS: Non Significatif

Les résultats liés aux ratios peuvent être différents de ceux obtenus précédemment car nous travaillons ici avec les espèces commerciales alors qu'en Analyses Multivariées ce sont les comptages totaux qui ont été pris en compte.

4. Discussion des résultats

4.a. Les analyses multivariées

EN CE QUI CONCERNE LES CRITERES, la mobilité ne montre aucun effet significatif. Dans la littérature la mobilité se révèle pourtant souvent être un critère important dans la détermination de la sensibilité des espèces au statut d'une réserve. Pour la plupart des espèces mobiles cela peut être dû au fait que la zone, qui a été ouverte à la pêche, est adjacente à la zone protégée. En ce qui concerne les espèces territoriales et sédentaires, qui sont le moins pêchées, aucun effet particulier n'est attendu de la mise en réserve.

EN CE QUI CONCERNE LES VARIABLES, la biomasse est la variable qui apparaît le moins affectée par la protection, cela est probablement dû à sa grande variance.

Un effet positif de la réserve sur la richesse spécifique a été observée à travers tous les critères excepté la mobilité. Des effets positifs ont également été observés pour cette variable dans d'autres études (Letourneur, 1996 ; Wantiez et al., 1997 ; Johnson et al., 1999). Cependant, dans la littérature la richesse spécifique est souvent moins sensible au statut de la protection que la densité, la taille moyenne ou la biomasse. Il faut noter que dans l'étude du récif Aboré la richesse spécifique est sensible à l'impact de l'ouverture à la pêche, mais seulement au niveau de la communauté. On note aussi des effets positifs de la protection pour la taille moyenne globale et la biomasse globale pour le critère trophique, ainsi que pour la densité globale pour le critère de taille adulte.

Pour les Lethrinidés (qui sont pour la plupart des macrocarnivores), et les grands prédateurs (macrocarnivores et piscivores) la densité, la taille moyenne et la biomasse sont positivement impactées par la protection (c'est-à-dire négativement impactées par l'ouverture à la pêche de la zone B). Les herbivores et les siganidés sont eux aussi positivement impactés (les Siganidés sont soit des herbivores soit des microherbivores).

En accord avec la littérature existante (Russ and Alcala, 1996 ; Chiappone et al., 2000), nous supposons que les effets positives sur ces espèces sont dû au fait qu'elles sont ciblées par les pêcheurs.

Dans certains cas on note des effets négatifs de la protection. C'est le cas pour la densité des Acanthuridés et pour la taille moyenne des espèces à courte et moyenne histoire de vie (critère démographique modalités 2 et 4). Dans le premier cas, la densité décroît dans la zone fermée A et augmente dans la zone B ouverte à la pêche, alors que dans le second cas la taille moyenne augmente dans les 2 zones, mais moins en A qu'en B. De tels effets négatifs ont déjà été observés dans la littérature pour les Mullidés et les Labridés (Letourneur, 1996), et pour les Acanthuridés (Wantiez et al., 1997).

Dans certains cas des effets attendus ne sont pas observés, c'est le cas pour la taille moyenne par groupe trophique et par famille, et pour la densité par groupe démographique. Par exemple, une diminution de la taille moyenne des grands prédateurs et un impact important sur les espèces à longue histoire de vie semble intuitif. Il y a plusieurs explications possibles à ces résultats non-observés. Tout d'abord, le comportement de certains groupes d'espèces, en

particulier ceux ciblés par la pêche, peut être affectés par la présence des observateurs lors des comptages visuels. Ensuite, il se peut que plusieurs espèces de poissons, particulièrement des grands prédateurs, ne soient pas pêchés en Nouvelle-Calédonie à cause du problème de ciguatéra.

Une explication supplémentaire pour la taille moyenne est qu'une période de 3 ans n'est pas suffisante pour permettre aux espèces qui ont une croissance lente d'augmenter considérablement leur taille.

4.b. Les ratios

Un certain nombre de résultats étaient attendus (diminution de l'abondance des piscivores et macrocarnivores et diminution de l'abondance des grandes espèces entre 1993 et 1995 dans la zone qui a été ouverte à la pêche...), d'autres le sont beaucoup moins (diminution de la biomasse des piscivores et des macrocarnivores entre 1995 et 2001, diminution de la biomasse des grandes espèces entre 1993 et 1995 dans la zone restée fermée à la pêche ...).

Explications possibles à ces résultats attendus et inattendus :

- La pêche a une action beaucoup plus forte et néfaste que la protection mise en place.
- D'autres facteurs que la pêche jouent un très fort rôle dans la structuration de l'évolution temporelle des communautés, en particulier le recrutement.
- Il y a probablement des mouvements importants de poissons entre les zones A et B qui sont contiguës.
- Il se peut qu'il y ait d'importantes activités de braconnage sur le Récif Aboré depuis sa fermeture en 1995.

Conséquence sur les indicateurs (ratios) testés :

- Les ratios détectent correctement les changements dus à la pêche ; par contre ceux dus à la protection ne sont pas détectés convenablement.
- Les ratios ne sont pas appropriés pour comparer des zones soumises à des traitements différents.
- Il est obligatoire de considérer simultanément les ratios et leurs composantes car les ratios peuvent mener soit des résultats faussement positifs (pas d'effets réels mais test positif) soit à des résultats faussement négatifs (effets non détectés par le test).
- La densité donne des résultats plus constants que la biomasse.
- De meilleurs résultats sont obtenus en utilisant la taille et en croisant la taille et le critère trophique, qu'avec ce critère utilisé seul.

5. Conclusion et indicateurs potentiels du récif Aboré

Les indicateurs servent à évaluer les effets liés à la mise en place d'Aires Marines Protégées. Plusieurs types d'indicateurs potentiels sont mis en évidence suivant qu'ils répondent à des questions et préoccupations écologiques, économiques ou sociales. Les indicateurs doivent répondre à des objectifs de gestion, être pertinents et efficaces.

Au vu des indicateurs potentiels recensés i) dans la littérature (Pelletier et al. 2004a), et ii) au cours de l'étude du récif Aboré par le biais d'analyses multivariées (Amand et al., 2004a ; Amand et al., 2000b ; Pelletier et al., 2004b) et de ratios (Kulbicki et al. 2004), il convient de retenir trois métriques pour évaluer l'effet, sur les peuplements de poissons, de la réserve mise en place sur le récif Aboré :

- La densité des piscivores et macrocarnivores qui sont des groupes essentiellement composés d'espèces ciblées par la pêche.
- La richesse spécifique globale des espèces regroupées selon leur groupe trophique, leur taxonomie ou encore selon un critère de taille adulte.
- La densité des grands poissons, si l'on considère que malgré le problème de ciguatera les gros poissons sont pêchés en Nouvelle-calédonie.

Il est à noter toutefois que pour que des indicateurs potentiels reflètent vraiment l'état d'une population et l'effet engendré par une protection, il faut essayer au maximum de tenir compte du fait que cette dernière pourra être perturbée par divers phénomènes naturels et/ou anthropiques tels que des cyclones ou du braconnage. Les indicateurs potentiels ne seront pas forcément robustes face à de tels phénomènes. Ne pas tenir compte de tels paramètres lors du suivi d'une population peut engendrer de fausses images de l'impact de la protection.

BIBLIOGRAPHIE

Les articles en gras sont ceux qui sont mentionnés dans le rapport.

Bibliographie complète de l'article Pelletier et al. 2004a :

Agardy, T., 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 761-765.

Agardy, T., Bridgewater, P., Crosby, M.P., Day, J.W., Dayton, P.K., Kenchington, R., Laffoley, D., McConney, P., Murray, P.A., Parks, J.E., Peau, L., 2003. Dangerous targets ? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 13, 353-367.

Alcala, A.C., 1988. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio* 17, 194-199.

Alcala, A.C., Russ, G.R., 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *J. Cons. int. Explor. Mer* 46, 40-47.

Alder, J., 1996. Have tropical marine protected areas worked ? An initial analysis of their success. 24, 97-114.

Allison, G.W., Lubchenko, J., Carr, M.H., 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecol. Appl.* 8, S79-S92.

Anderson, L.G., 2002. A bioeconomic analysis of marine reserves. *Nat. Resour. Modeling* 15, 311-334.

Arias-Gonzales, J.E., 1998. Trophic models of protected and unprotected coral reef ecosystems in the South of the Mexican Caribbean. *J. Fish Biol.* 53 (Suppl. A), 236-255.

Arin, T., Kramer, R.A., 2002. Divers' willingness to pay visit marine sanctuaries : an exploratory study. *Ocean Coast. Manage.* 45, 171-183.

Armstrong, D.A., Wainwright, T.C., Jensen, G.C., Dinnel, P.A., Andersen, H.B., 1993. Taking refuge from bycatch issues : red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) and trawl fisheries in the eastern Bering Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 1993-2000.

Attwood, C.G., Bennett, B.A., 1994. Variation in dispersal of Galjoen (*Coracinus capensis*) (Teleostei : Coracinidae) from a marine reserve. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1247-1257.

Babcock, R.C., Kelly, S., Shears, N.T., Walker, J.W., Willis, T.J., 1999. Changes in community structure in temperate marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 189, 125-134.

Badalamenti, F., Ramos, A.A., Voultsiadou, E., Sánchez-Lizaso, J.L., D'Anna, G., Pipitone, C., Mas, J., Ruiz Fernandez, J.A., Whitmarsh, D., Riggio, S., 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean protected areas. *Env. Conserv.* 27, 110-125.

Bell, J.D., 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the North-western Mediterranean sea. *J. Appl. Ecology* 20, 357-369.

Béné, C., Tewfik, A., 2003. Biological evaluation of marine protected area : evidence of crowding effect on a protected population of queen conch in the Caribbean. *P.S.Z.N.I. : Mar. Ecol.* 24, 45-58.

Bennett, B.A., Attwood, C.G., 1991. Evidence for recovery of a surf-zone fish assemblage following the establishment of a marine reserve on the southern coast of South Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 75, 173-181.

Bhat, M.G., 2003. Application of non-market valuation to the Florida Keys marine reserve management. *J. Env. Manage.* 67, 315-325.

Bjorndal, K.A., Wetherall, J.A., Bolten, A.B., Mortimer, J.A., 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica : an encouraging trend. *Conserv. Biol.* 13, 126-134.

Boersma, D.P., Parrish, J.K., 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. 31, 287–304.

Bohnsack, J.A., 1996. Marine reserves, zoning, and the future of fishery management. *Fisheries* 21, 14-16.

Boncoeur, J., Alban, F., Guyader, O., Thébaud, O., 2002. Fish, fishers, seals and tourists: Economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Nat. Resour. Modeling* 15, 387-411.

Brown, K., Adger, W.N., Tompkins, E., Bacon, P., Shim, D., Young, K., 2001. Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecol. Econ.* 37, 417-434.

Bryant, D., Burke, L., McManus, J., Spalding., M., 1998. Reefs at risk: A map-based indicator of threats to the world's coral reefs.", World Resource Institute, Washington D.C., p.

Buxton, C.D., 1993. Life-history changes in exploited reef fishes on the east coast of South Africa. *Env. Biol. Fish.* 36, 47-63.

Buxton, C.D., Allen, J.A., 1989. Mark and recapture studies of two reef sparids in the Tsisikamma National Park. *Koedoe* 32, 39-45.

Buxton, C.D., Smale, M.J., 1989. Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape coast. *J. Appl. Ecol.* 26, 441-451.

Carter, D.W., 2003. Protected areas in marine resource management : another look at the economics and research issues. *Ocean Coast. Manage.* 46, 439-456.

Castilla, J.C., Bustamante, R.H., 1989. Human exclusion from rocky intertidal of Las Cruces, central Chile : effects on *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilliales). *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 50, 203-214.

Cesar, H., 1996. Economic analysis of Indonesian coral reefs. Environment Department Paper. World Bank. <http://lnweb18.worldbank.org/ESSD/essdext.nsf/44DocByUnid/623623>.

Cesar, H., 2002. The biodiversity benefits of coral reef ecosystems: values and markets, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 38 p.

Cesar, H., Burke, L., Pet-Soede, L., 2003. The economics of worldwide coral reef degradation, CEEC, Arnhem, 23 p.

Chapman, M.R., Kramer, D.L., 1999. Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados marine reserve boundary : effects of reserve protection and habitat characteristics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181, 81-96.

Chapman, M.R., Kramer, D.L., 2000. Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Env. Biol. Fish.* 57, 11-24.

Chiappone, M., Sealey, K.M., 2000. Marine reserve design criteria and measures of success : lessons learned from the Exuma Cays land and sea park, Bahamas. *Bull. Mar. Sci.* 66, 691-705.

Chiappone, M., Sluka, R., Sealey, S., 2000. Groupers (Pisces : Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198, 261-272.

Christie, P., 2004. Marine protected areas as biological successes and social failures in Southeast Asia. *Amer. Fish. Soc. Symp.* (in press),

Christie, P., White, A., Deguit, E., 2002. Starting point or solution ? Community-based marine protected areas in the Philippines. *J. Env. Manage.* 66, 441-454.

Ciriaco, S., Costantini, M., Italiano, C., Odorico, R., Picciulin, M., Verginella, L., Spoto, M., 1998. Monitoring the Miramare marine reserve : assessment of protection efficiency. *Ital. J. Zool.* 65, 383-386.

Claudet, J., Pelletier, D., 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquat. Living Resour.* 17, 129-138.

- Clifton, J., 2003. Prospects for co-management in Indonesia's marine protected areas. *Mar. Pol.* 27, 389-395.
- Cocklin, C., Craw, M., McCauley, I., 1998. Marine reserves in New Zealand: use rights, public attitudes, and social impacts. *Coast. Manage.* 26, 213-231.
- Cole, R.G., Ayling, T.M., Creese, R.G., 1990. Effects of marine reserve protection at Goat Island, northern New Zealand. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 16, 233-250.
- Conover, D.O., Travis, J., Coleman, F.C., 2000. Essential fish habitat and marine reserves : an introduction to the second Mote symposium in fisheries ecology. *Bull. Mar. Sci.* 66, 527-534.
- Conrad, J.M., 1999. The bioeconomics of marine sanctuaries. *J. Bioecon.* 1, 205-217.
- Crosby, M.P., 1994. A proposed approach for studying ecological and socio-economic impacts of alternative access management strategies for marine protected areas, *In* D. Brunckhorst (eds), *Marine protected areas and biosphere reserves: towards a new paradigm*, Australian Nature Conservation Agency, Canberra, 45-65.
- Crosby, M.P., Brighthouse, G., Pichon, M., 2002. Priorities and strategies for addressing natural and anthropogenic threats to coral reefs in Pacific Island Nations. *Ocean Coast. Manage.* 45, 121-137.
- Crowder, L.B., Lyman, S.J., Figueira, W.F., Priddy, J., 2000. Source-sink population dynamics and the problem of siting marine reserves. *Bull. Mar Sci.* 66, 799-820.
- David, G., 1998. Protected areas in tropical countries, and development cooperation, *In* G. Rossi (eds), *IIèmes Rencontres Dynamiques Sociales et Environnement, pour un dialogue entre chercheurs, opérateurs et bailleurs de fonds*, UMR-REGARDS/GRET CNRS-Orstom, Bordeaux, 2, 361-367.
- Davis, D., Tisdell, C., 1995. Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean Coast. Manage.* 26, 19-40.

- Davis, D., Tisdell, C., 1996. Economic management of recreational scuba diving and the environment. *J. Env. Manage.* 48, 229-248.
- Davis, G.E., 1977. Effects of recreational harvest on a spiny lobster, *Panulirus argus*, population. *Bull. Mar. Sci.* 27, 223-236.
- Davis, G.E., Dodrill, J.W., 1989. Recreational fishery and population dynamics of spiny lobsters, *Panulirus argus*, in Florida Bay, Everglades National Park, 1977-1980. *Bull. Mar. Sci.* 44, 78-88.
- Day, J.C., 2002. Zoning lessons from the Great Barrier Reef Marine Park. *Ocean Coast. Manage.* 45, 139-156.
- Denny, C.M., Babcock, R.C., 2004. Do partial marine reserves protect fish assemblages. *Biol. Conserv.* 116, 119-129.
- Dixon, J.A., 1993. Economic benefits of marine protected areas, *Oceanus.* 36, 35-40.
- Dixon, J.A., Scura, L.F., van't Hof, T., 1993. Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. 22, 117-125.
- Dufour, V., Jouvenel, J.Y., Galzin, R., 1995. Study of a Mediterranean fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths on protected and unprotected areas over one decade. *Aquat. Living Resour.* 8, 17-25.
- Dugan, J.E., Davis, G.E., 1993. Introduction to the international symposium on marine harvest refugia. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 50, 1991-1992.
- Dulvy, N.K., Mitchell, R.E., Watson, D., Sweeting, C.J., Polunin, N.V.C., 2002. Scale-dependent control of motile epifaunal community structure along a coral reef fishing gradient. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 278, 1-29.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S., 1997. Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 213, 261-279.

- Edgar, G.J., Barrett, N.S., 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 242, 107-144.
- Elliot, G., Mitchell, B., Wiltshire, B., Manan, I., Wismer, S., 2001. Community participation in marine protected area management: Wakatobi National Park, Sulawesi, Indonesia. *Coast. Manage.* 29, 295-316.
- Engel, J., Kvitek, R., 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conserv. Biol.* 12, 1204-1214.
- Epstein, N., Bak, R.P.M., Rinkevitch, B., 1999. Implementation of a small-scale "no-use zone" policy in a reef ecosystem : Eilat's reef-lagoon six years later. *Coral Reefs* 18, 327-332.
- Eristhee, N., Oxenford, H.A., 2001. Home range size and use of space by Bermuda chub *Kyphosus sectatrix* (L.) in two marine reserves in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *J. Fish Biol.* 59, 129–151.
- Farrow, S., 1996. Marine protected areas : emerging economics. *Mar. Pol.* 20, 439-446.
- Ferraris, J., Beliaeff, B., Galzin, R., Perez, T., 2004. Indicators in reef ecosystems : introductory paper. *Aquat. Living Resour.* (this issue),
- Ferreira, B.P., Russ, G.R., 1995. Population structure of the leopard coral grouper, *Plectropomus leopardus*, of fished and unfished reefs off Townsville, Central Great Barrier Reef, Australia. *Fish. Bull.* 93, 629-642.
- Fiske, S.J., 1992. Socio-cultural aspects of establishing marine protected areas. *Ocean Shoreline Manage.* 18, 25-46.
- Francour, P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta* 17, 309-317.**

- Francour, P., 2000. Evolution spatio-temporelle à long terme des peuplements de poissons des herbiers à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Cybium* 24, 85-95.
- Frank, K.T., Shackell, N.L., Simon, J.E., 2000. An evaluation of the Emerald/Western Bank juvenile haddock closed area. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1023-1034.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.* 42, 1-20.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Reñones, O., Moreno, D., 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144, 161-182.
- García-Charton, J.A., Williams, I.D., Pérez-Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M.S., Koukouras, A., Riggio, S., 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean protected areas : habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Env. Conserv.* 27, 159-178.
- García-Rubies, A.G., Zabala, M., 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (Mediterranean). *Scientia marina* 54, 317-328.
- Geen, G., Lal, P., 1991. Charging users of the Great barrier Reef Marine Park., ABARE, Canberra, 80 p.
- Gitschlag, G.R., 1986. Movement of pink shrimp in relation to the Tortugas sanctuary. *North Am. J. Fish. Manage.* 6, 328-338.
- Gustavson, K., S.C. Lonergan, J. Ruitenbeck,, 2002. Measuring contributions to economic production - use of an index of captured ecosystem value. 41, 479-490.
- Halpern, B., 2003. The impact of marine reserves : do reserves work and does reserve size matter ? *Ecol. Appli.* 13, S117-S137.

Hannesson, R., 1998. Marine reserves : what would they accomplish? *Mar. Resour. Econ.* 13, 159-170.

Hannesson, R., 2002. The economics of marine reserves. *Nat. Resour. Modeling* 15, 273-290.

Harmelin, J.G., Bachet, F., Garcia, F., 1995. Mediterranean marine reserves : fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.* 16, 233-250.

Hoagland, P., Kaoru, Y., Broadus, J., 1995. A methodological review of net benefit evaluation for marine reserves. Environment Department Papers, 27, World Bank.

Hodgson, G., Dixon, J.A., 1992. Sedimentation damage to marine resources: environmental and economic analysis., *In* J.B. Marsh (eds), *Resources and environment in Asia's marine sector*, Taylor and Francis, London, 421-445.

Hoffmann, E., Dolmer, P., 2000. Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1310-1314.

Holland, D.S., 2000. A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 1307-1319.

Holland, D.S., Brazeel, R.J., 1996. Marine reserves for fisheries management. *Mar. Resour. Econ.* 11, 157-171.

Holland, K.N., Lowe, C.G., Wetherbee, B.M., 1993. Movements and dispersal patterns of blue trevally (*Caranx melanpygus*) in a fisheries conservation zone. *Fish. Res.* 25, 279-292.

Holmlund, C.M., Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol. Econ.* 29, 253-268.

Jameson, S.C., Ammar, M.S.A., Saadalla, E., Mostafa, H.M., Riegl, B., 1999. A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea. 18, 333-339.

Jennings, S., Grandcourt, E.M., Polunin, N.V.C., 1995. The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. *Coral Reefs* 14, 225-235.

- Jennings, S., Marshall, S.S., Polunin, N.V.C., 1996. Seychelles' protected areas : comparative structure and status of reef fish communities. *Biol. Conserv.* 75, 201-209.
- Johnson, D.R., Funicelli, N.A., Bohnsack, J.A., 1999. Effectiveness of an existing estuarine no-take fish sanctuary within the Kennedy space center, Florida. *N. Am. J. Fish. Manage.* 19, 436-453.
- Jones, G.P., Cole, R.C., Battershill, C.N., 1992. Marine reserves: do they work?, *In* C.N. Battershill, D.R. Schiel, G.P. Jones, R.G. Creese and A.B. MacDiarmid (eds), *Proceedings of the Second International Temperate Reef Symposium*, NIWA Marine, Wellington, 29-45.
- Jones, G.P., Milicich, M.J., Emslie, M.J., Lunow, C., 1999. Self-recruitment in a coral reef fish population. *Nature* 402, 802-804.
- Jouvenel, J.Y., Pollard, D.A., 2001. Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 11, 1-9.
- Kelleher, G., Bleakley, C., Wells, S., 1995. A global representative system of marine protected areas, Vol. 1. 10/03, The World Bank.
- Kelleher, G., Kenchington, R., 1992. Guidelines for establishing marine protected areas, IUCN, Gland, Suisse, vii+79 p.
- Kelly, S., Scott, D., McDiarmid, A.B., Babcock, R.C., 2000. Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in New Zealand marine reserves. *Biol. Conserv.* 92, 359-369.
- Kenchington, R., 1991. Tourism development in the Great Barrier Reef marine park. *Ocean Shoreline Manage.* 15, 57-78.
- Kenchington, R., 1993. Tourism in coastal and marine environments - A recreational perspective. *Ocean Coast. Manage.* 19, 1-16.

Kruse, G.H., Bez, N., Booth, T., Dorn, M., Hills, S., Lipcius, R., Pelletier, D., Roy, C., Smith, S., S., W., 2001. *Spatial Processes and Management of Marine Populations.*, University of Alaska Sea Grant, AK-SG-00-04, Fairbanks, Anchorage, 720 p.

La Mesa, G., Vacchi, M., 1999. An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.* 20, 147-165.

Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M., Munro, G.R., 1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through the implementation of marine reserves. *Ecol. Appl.* 8, 572-578.

Ledoux, L., R.K. Turner, 2002. Valuing ocean and coastal resources: a review of practical examples and issues for further action. *Ocean Coast. Manage.* 45, 583-616.

Leeworthy, V.R., 1991. Recreational use value for John Pennekamp Coral Reef State Park and Key Largo National Marine Sanctuary. Strategic Environmental Assessment Division Report, NOAA.

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

Lipton, D.W., Wellman, K.F., 1995. Economic valuation of natural resources: a handbook for coastal resource policymakers. Decision Analysis Series, 5, NOAA/Coastal Ocean Program.

MacPherson, E., Biagi, F., Francour, P., García-Rubies, A., Harmelin, J., Harmelin-Vivien, M.-L., Jouvenel, J.Y., Planes, S., Vigliola, L., Tunesi, L., 1997. Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 160, 135-147.

MacPherson, E., Gordo, A., García-Rubies, A., 2002. Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Est. Coast. Shelf Sci.* 55, 777-788.

- McAllister, D.E., 1988. Environmental, economic and social costs of coral reef destruction in the Philippines. *Galaxea* 7, 161-178.
- McClanahan, T.R., 1994. Kenyan coral reef lagoon fish : effects of fishing, substrate complexity, and sea urchins. *Coral Reefs* 13, 231-241.
- McClanahan, T.R., 2000. Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biol. Conserv.* 94, 191-198.
- McClanahan, T.R., Kaunda-Arara, B., 1996. Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conserv. Biol.* 10, 1187-1199.
- McClanahan, T.R., Mangi, S., 2000. Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecol. Appli.* 10, 1792–1805.
- McClanahan, T.R., McField, M., Huitric, M., Bergman, K., Sala, E., Nyström, M., Nordemar, I., Elfwing, T., Muthiga, N.A., 2001. Responses of algae, corals and fish to the reduction of macroalgae in fished and unfished patch reefs of Glovers Reef Atoll, Belize. *Coral Reefs* 19, 367-379.
- McClanahan, T.R., Muthiga, N.A., 1988. Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia* 166, 269-276.
- McClanahan, T.R., Muthiga, N.A., Kamukuru, A.T., Machano, H., Kiambo, R.W., 1999. The effects of marine parks and fishing on coral reefs of northern Tanzania. *Biol. Conserv.* 89, 161-182.
- Medley, P.A., Gaudian, G., Wells, S., 1993. Coral reef fisheries stock assessment. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 3, 242-285.
- Meganck, R.A., 1991. Coastal parks as development catalysts: a Caribbean example. *Ocean Shoreline Manage.* 15, 25-36.

- Meyer, C.G., Holland, K.N., Wetherbee, B.M., Lowe, C.G., 2000. Movement patterns, habitat utilization, home range size and site fidelity of whitesaddle goatfish, *Parupeneus porphyreus*, in a marine reserve. *Env. Biol. Fish* 59, 235-242.
- Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Riggio, S., 2002. Short-term effect of human trampling on the upper infralittoral macroalgae of Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 82, 745-748.
- Millar, R.B., Willis, T.J., 1999. Estimating the relative density of snapper in and around a marine reserve using a log-linear mixed-effects model. *Austr. New Zeal. J. Statist.* 41, 383-394.
- Moberg, F., Folke, C., 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol. Econ.* 29, 215-233.
- Moberg, F., Rönnbäck, P., 2003. Ecosystem services of the tropical seascape : interactions, substitutions and restoration. *Ocean. Coast. Manage.* 46, 27-46.
- National Research Council, 2001. *Marine Protected Areas : tools for sustaining ocean ecosystems*. Committee on the Evaluation, Design, and Monitoring of Marine Reserves and Protected Areas in the United States, National Academy of Sciences, Washington DC, 272 p.
- Paddack, M.J., Estes, J.A., 2000. Kelp forest fish populations in marine reserves and adjacent exploited areas of central California. *Ecol. Appl.* 10, 855-870.
- Pendleton, L.H., 1995. Valuing coral reef protection. *Ocean Coast. Manage.* 26, 119-130.**
- Pezzey, J.C.V., Roberts, C.M., Urdal, B.T., 2000. A simple bioeconomic model of a marine reserve. *Ecol. Econ.* 33, 77-91.
- Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., 1998. Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area ("plaice box"). *ICES J. Mar. Sci.* 55, 420-429.

Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmelin-Vivien, M.-L., Hereu, B., Milazzo, M., Zabala, M., D'Anna, G., Pipitone, C., 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems : lessons for fisheries and protected-area management. *Env. Conserv.* 27, 179-200.

Plan Development Team, 1990. The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U.S. Southern Atlantic. Technical Memorandum, NMFS-SEFC 261, NOAA.

Planes, S., Galzin, R., Garcia-Rubies, A., Goñi, R., Harmelin, J.-G., Le Diréach, L., Lenfant, P., Quetglas, A., 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Env. Conserv.* 27, 126-143.

Pollnac, R.B., Crawford, B.B., Gorosope, M.L.G., 2001. Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the Visayas, Philippines. *Ocean Coast. Manage.* 44, 683-710.

Polunin, N.V.C., Roberts, C.M., 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. 100, 167-176.

Polunin, N.V.C.e., 2000. Papers from the ECOMARE project. *Env. Conserv.* 27, 95-200.

Price, A.R.G., Humphrey, S.L., 1993. Application of the Biosphere Reserve concept to coastal marine areas. A Marine Conservation and Development Report, IUCN.

Rakitin, A., Kramer, D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131, 97-113.

Roberts, C.M., 1995. Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conserv. Biol.* 9, 815-826.

Roberts, C.M., Bohnsack, J.A., Gell, F., Hawkins, J.P., Goodridge, R., 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294, 1920-1923.

Roberts, C.M., Hawkins, J.P., 2000. Fully-protected marine reserves: a guide. WWF
Endangered seas caMPAign.
http://www.panda.org/resources/publications/water/mpreserves/mar_dwnld.htm.

Roberts, C.M., Polunin, N.V.C., 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries ? *Rev. Fish. Biol. Fish.* 1, 65-91.

Roberts, C.M., Polunin, N.V.C., Year. Effects of marine reserve protection on Northern Red Sea fish populations. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam*, 969-977.

Roberts, C.M., Polunin, N.V.C., 1993. Marine reserves : simple solutions to managing complex fisheries. *Ambio* 22, 363-368.

Roberts, C.M., Sargant, H., Year. Fishery benefits of fully protected marine reserves: why habitat and behavior are important. *Economics of Marine Protected Areas, Vancouver, University of British Columbia*, 9, 171-182.

Rodwell, L.D., Barbier, E.B., Roberts, C.M., McClanahan, T.R., Year. A model of tropical marine reserve - Fishery linkages. *Economics of Marine Protected Areas, University of British Columbia*, 15, 183-197.

Rouphael, A.B., Inglis, G.J., 2001. "Take only photographs and leave only footprints?" An experimental study of the impacts of underwater photographers in a coral reef dive site. *Biol. Conserv.* 100, 281-287.

Rowe, S., 2002. Population parameters of American lobster inside and outside no-take reserves in Bonavista Bay, Newfoundland. *Fish. Res.* 56, 167-175.

Rowley, R.J., 1994. Marine reserves in fisheries management. *Aquat. Conserv.* 4, 233-254.

Rudd, M.A., Tupper, M.H., Folmer, H., van Kooten, G.C., 2003. Policy analysis for tropical marine reserves : challenges and directions. *Fish. Fisheries* 4, 65-85.

- Ruddle, K., 1989. Traditional sole property rights and modern inshore fisheries management in the Pacific basin. *Economics of fishery management in the Pacific Islands region*, ACIAR proceedings, 26, 68-76.
- Ruddle, K., Johannes, R.E., 1990. Traditional marine resource management in the Pacific basin : an anthology, UNESCO, Jakarta, 410 p. p.
- Russ, G.R., Year. Effects of protective management on coral reef fishes in the Central Philippines. *Proc. 5th Int. Coral Reef Symp.*, Tahiti, 4, 219-224.
- Russ, G.R., 1991. Coral reefs fisheries : effects and yields, *In* P.F. Sale (eds), *The ecology of fishes on coral reefs*, Academic press, London, 601-637.
- Russ, G.R., 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools, *In* P.F. Sale (eds), *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*, Academic Press, London, 421-443.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 56, 13-27.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1996a. Do marine reserves export adult fish biomass ? Evidence from Apo island, central Philippines. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 132, 1-9.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1996b. Marine reserves : rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecol. Appl.* 6, 947-961.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1998a. Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993 : community and trophic responses. *Coral Reefs* 17, 383-397.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1998b. Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993 : role of life history and fishing intensity in family responses. *Coral Reefs* 17, 399-416.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1999. Management histories of Sumilon and Apo marine reserves, Philippines, and their influence on national marine resource policy. *Coral Reefs* 18, 307-319.
- Sale, P.F., 2002. *Coral reef fishes*, Elsevier Science, 549 p.

Salm, R.V., Clark, J.R., Siirila, E., 2000. Marine and coastal protected areas : a guide for planners and managers, IUCN, xxi + 371 p.

Salvat, B., Haapkylä, J., Schrimm, M., 2002. Coral reef protected areas in international instruments, Man and Biosphere Programme, UNESCO, 196 p.

Sánchez-Jerez, P., García-Charton, J.A., Bayle-Sempere, J., Pérez-Ruzafa, A., Ramos-Espla, A.A., Year. Comparing the abundance of fish populations and assemblages by visual counts: problems with sampling design and analyses. International workshop on fish visual censuses in marine protected areas, Ustica, Italy, 26-27 June 1997,

Sánchez-Lizaso, J.L., Goni, R., Reñones, O., García-Charton, J.A., Galzin, R., Bayle, J.T., Sánchez-Jerez, P., Pérez-Ruzafa, A., Ramos, A.A., 2000. Density dependence in marine protected populations : a review. *Env. Conserv.* 27, 144-158.

Sanchirico, J., Wilen, J., 2002. The impacts of marine reserves on limited-entry fisheries. *Nat. Resour. Modelling* 15, 291-310.

Sanchirico, J.N., Wilen, J.E., 2001. A bioeconomic model of marine reserve creation. *J. Env. Econ. Manage.* 42, 257-276.

Sant, M., 1996. Environmental sustainability and the public: responses to a proposed marine reserve at Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Ocean Coast. Manage.* 32, 1-16.

Sasal, P., Faliex, E., Morand, S., 1996. Parasitism of *Gobius buchichii* Steindachner, 1870 (Teleostei, Gobiidae) in protected and unprotected marine environments. *J. Wildl. Diseases* 32, 607-613.

Scholz, A., Bonzon, K., Fujita, R., Benjamin, N., Woodling, N., Black, P., Steinback, C., 2003. Participatory socioeconomic analysis : drawing on fishermen's knowledge for marine protected area planning in California. *Mar. Pol. (in press)*,

Shafer, C.S., Benzaken, D., 1998. User perceptions about wilderness on Australia's Great Barrier Reef. *Coast. Manage.* 26, 79-91.

- Shears, N.T., Babcock, R.C., 2002. Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia* 132, 131-142.
- Shears, N.T., Babcock, R.C., 2003. Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 246, 1-16.
- Silva, M.E., Gately, E.M., Desilvestre, I., 1986. A bibliographic listing of coastal and marine protected areas : a global survey. Technical Report, WHOI-86-11, Woodshole Oceanographic Institute.
- Sluka, R., Chiappone, M., Sullivan, K.M., Wright, R., Year. The benefits of a marine fishery reserve for Nassau grouper *Epinephelus striatus* in the central Bahamas. Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium, Panama, 2, 1961-1964.
- Sobel, J., 1993. Conserving biological diversity through marine protected areas. *Oceanus* 36, 19-26.
- Spash, C., van den Werff, T., Bosch, J.D., Westmacott, S., Ruitenbeek, H.J., 1998. Lexicographic preferences and the contingent valuation of coral reef biodiversity in Curacao and Jamaica. Resource Analysis Report, 98-327, World Bank.
- Spurgeon, J.P.G., 1992. The economic valuation of coral reefs. *Mar. Poll. Bull.* 11, 529-536.
- Stoner, A.W., Ray, M., 1996. Queen conch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations in the Bahamas : effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. *Fish. Bull.* 94, 551-565.
- Sumaila, U.R., Alder, J., 2001. Economic of marine protected areas. University of British Columbia.
- Sumaila, U.R., Charles, A.T., 2002. Economic models of marine protected areas: an introduction. *Nat. Resour. Modeling* 15, 261-272.

- Suman, D., Shivilani, M., Milon, J.W., 1999. Perceptions and attitudes regarding marine reserves : a comparison of stakeholder groups in the Florida Keys Marine Sanctuary. *Ocean Coast. Manage.* 42, 1019-1040.
- Talbot, F.H., 1994. Coral reef protected areas: what are they worth?, *In* D. Brunckhorst (eds), *Marine protected areas and biosphere reserves: towards a new paradigm*, Australian Nature Conservation Agency, Canberra, 40-44.
- Thorrold, S.R., Latkoczy, C., Swart, P.K., Jones, C.M., 2001. Natal homing in a marine fish metapopulation. *Science* 291, 297-299.
- Tratalos, J.A., Austin, T.J., 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Gran Cayman. *Biol. Conserv.* 102, 67-75.
- Turner, R.K., Adger, W.N., 1996. Coastal zone resources assessment guidelines. 4, LOICZ Core Project - Netherlands Institute for Sea Research.**
- Tuya, F.C., Soboil, M.L., Kido, J., 2000. An assessment of the effectiveness of marine protected areas in the San Juan Islands, Washington, USA. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1218-1226.
- Valles, H., Sponaugle, S., Oxenford, H.A., 2001. Larval supply to a marine reserve and adjacent fished area in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *J. Fish Biol.* 59, 152-177.
- Wallace, S.S., 1999. Evaluating the effects of three forms of marine reserve on northern abalone populations in British Columbia, Canada. *Conserv. Biol.* 13, 882-887.
- Wantiez, L., Thollot, P., Kulbicki, M., 1997. Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16, 215-224.
- Watson, M., Righton, D., Austin, T., Ormond, R., 1996. The effects of fishing on coral reef fish abundance and diversity. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 76, 229-233.

- Westera, M., Mavery, P., Hyndes, G., 2003. Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 294, 145-168.
- Willis, T.J., D.M., P., Babcock, R.C., 2001. Evidence for site fidelity of snapper (*Pagrus auratus*) within a marine reserve. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 35, 581-590.
- Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C., 2003a. Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *J. Appl. Ecol.* 40, 214-227.
- Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C., Tolimieri, N., 2003b. Burdens of evidence and the benefits of marine reserves : putting Descartes before des horse ? *Env. Conserv.* 30, 97-103.
- Wolfenden, J., Cram, M., McAuley, L., 1998. Marine reserves in New Zealand : use rights, public attitudes and social impacts. *Ocean Coast. Manage.* 25, 35-51.
- Yamasaki, A., Kuwahara, A., Year. Preserved area to effect recovery of overfished Zuwai crab stocks off Kyoto prefecture. *Proceedings of the International Symposium on King and Tanner Crab*, Nov. 1989, Anchorage, Alaska., 575-585.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Dominguez, A.L., Rojas-Galaviz, J.L., Zarate-Lomeli, D.J., Villalobos-Zapata, G.J., Sánchez-Gil, P., 1999. Integrating science and management on coastal marine protected areas in the Southern Gulf of Mexico. *Ocean Coast. Manage.* 42, 319-344.
- Yoklavitch, M.M., 1998. Marine harvest refugia for West coast rockfish : a workshop. NMFS Technical Memorandum, SWFSC-255, NOAA.
- Zakai, D., Chadwick-Furman, N.E., 2002. Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biol. Conserv.* 105, 179-187.
- Zeller, D.C., Russ, G.R., 1998. Marine reserves: patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 917-924.

Zeller, D.C., Stoute, S.L., Russ, G.R., 2003. Movements of reef fishes across marine reserve boundaries : effects of manipulating a density gradient. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 254, 269-280.

Bibliographie complète de l'article Amand et al. 2004a :

Agardy, M. T., 1994. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends Ecol. Evol.* 9, 267-270.

Agardy, M. T., 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 761-765.

Alcala, A. C., 1988. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio* 17, 194-199.

Bohnsack, J. A., 1990. Black and Nassau grouper fishery trends. NMFS-SEFSC, Miami.

Bohnsack, J. A., Harper, D. E., McClellan, D.B., 1994. Fisheries trends from Monroe Country, Florida. Bull. Mar. Sci. 54, 982-1018.

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

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., 1993. Distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, New York, USA.

Chiappone, M., Sluka , R., Sealey, S., 2000. Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and Northern Caribbean. Mar. Ecol. Prog. Ser. 198, 261-272.

Dandonneau, Y., Debenay, J.P., Dugas, F., Fourmanoir, P., Magnier, Y., Rougerie, F., 1981. Le lagon de la Grande Terre. Présentation d'ensemble. Sédimentologie et hydrologie du sud-ouest. Atlas de la Nouvelle-Calédonie et dépendances. IRD, Paris.

FAO 1999. Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. Fishery Resources Division. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Rome, FAO 8.

Ferraris, J., Pelletier, D., Kulbicki, M., 2004. Assessment of the impact of removing marine reserve status on demersal and benthic fish communities: a comprehensive approach. Ecol. Appl. (In Press).

Francour, P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). Oceanol. Acta 17, 309-317.

- Garcia, S. M., Staples, D. J., Chesson, J., 2000. The FAO guidelines for the development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries and an Australian example of their application. *Ocean Coast. Manage.* 43, 537-556.
- Grigg, R. W., 1994. Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral reef ecosystems and reef fishes in Hawaiï. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103, 25-34.
- Grimaud, J., Kulbicki, M., 1998. Influence de la distance à l'océan sur les peuplements ichtyologiques des récifs frangeants de Nouvelle-calédonie. *C.R. Acad. Sci., Ser. III* 321, 923-931.
- Jennings, S., Marshall, S.S., Polunin, N.V.C., 1996. Seychelles' protected areas : comparative structure and status of reef fish communities. *Biol. Cons.* 75, 201-209.
- Johnson, D. R., Bohnsack, J. A., Funicelli, N.A., 1999. The effectiveness of an existing no-take fish sanctuary within the Kennedy Space Center, Florida. *N. Am. J. Fish. Manage.* 19, 436-453.
- Karr, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.
- Kulbicki, M., 1997. Bilan de 10 ans de recherche (1985-1995) par l'ORSTOM sur la diversité, la densité, la biomasse et la structure trophique des communautés des poissons lagunaires et récifaux en Nouvelle-Calédonie. *Cybium* 21 suppl., 47-79.
- Kulbicki, M., 1998. Biodiversité des poissons lagunaires de Nouvelle-Calédonie: connaissances actuelles et usages. Colloque sur l'Environnement, 29-31 juillet 1998, Assemblée de la Province Nord, Pouembout (NCL), 125-137.
- Kulbicki, M., Galzin, R., Letourneur, Y., Mou-Tham, G., Sarramegna, S., Thollot, P., Wantiez, L., Chauvet, C., 1996. Les peuplements de poissons de la réserve marine du récif Aboré (Nouvelle-Calédonie) : composition spécifique, structures trophique et démographique avant l'ouverture à la pêche. Document Scientifique et Technique, IRD, Nouméa.
- Kulbicki, M., Sarramegna, S., 1999. Comparison of density estimates derived from strip transect and distance sampling for underwater visual censuses: a case study of Chaetodontidae and Pomacanthidae. *Aquat. Living Resour.* 12, 315-325.
- Labrosse, P., Fichez R., Farman R., Adams T., 2000. New Caledonia. In: Sheppard, C. (Ed.) *Seas at the Millennium: an environmental evaluation*. Elsevier, Amsterdam, pp. 723-736.
- Leblic, I., 1999. Pêcheurs Kanaks et politiques de développement de la pêche en Nouvelle-Calédonie. In : Blanchet, G. (Ed.) *Les petites activités de pêche dans le Pacifique sud*. IRD, Nouméa, pp.119-141.

- Letourneur, Y., 1996. Réponses des peuplements et populations de poissons aux réserves marines: le cas de l'île de Mayotte, Océan Indien Occidental. *Ecoscience* 3, 442-450.**
- Pelletier, D., 2001. Les échelles spatio-temporelles en halieutique : caractérisation et modélisation de la dynamique spatiale et saisonnière de populations démersales et benthiques – conséquences pour l'évaluation et la gestion des ressources. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université Montpellier, France.**
- Polunin, N. V. C., Roberts, C. M., 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 100, 167-176.**
- Roberts, C. M., Polunin, N. V. C., 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish Biol. Fish.* 1, 65-91.
- Russ, G. R., Alcala, A. C., 1996. Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecol. Appl.* 6, 947-961.**
- Russ, G. R., Alcala, A. C., 1998. Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: roles of history and fishing intensity in family responses. *Coral Reefs* 17, 399-416.**
- Sale, P.F., 1998. Appropriate Spatial Scales for Studies of Reef-Fish Ecology. *Aus. J. Ecol.* 23, 202-208.**
- Sarramegna, S., 2000. Contributions à l'étude des réserves marines du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Thèse de doctorat. Université Nouvelle-Calédonie, Nouvelle-Calédonie.**
- Sumaila, U. R., Guénette, S., Alder, J., Chuenpadgee, R., 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 752-760.
- Tenenhaus, M., 1998. La régression PLS, théorie et pratique. Editions Technip, Paris.**
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 1997. Modern applied statistics with S-plus. 2nd edition, Springer-Verlag, New York.
- Virly, S., 2001. Perceptions de l'état de la ressource, du milieu et des mesures de gestion par les pêcheurs professionnels de Nouvelle-Calédonie : Domaines côtier et lagonaire. IRD Nouméa, Rapp. techn., 82 p.
- Wantiez, L., Thollot, P., Kulbicki, M., 1997. Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16, 215-224.**
- Wold, H., 1966. Estimation of principal components and related models by iterative least squares. In : Krishnaiah, P.R. (Ed.) *Multivariate Analysis*. Academic Press, New York, pp. 391-420.**

ANNEXES

Support bibliographique pour :

1. Les effets écologiques attendus de part l'instauration d'une AMP

Allison et al. 1998
Bohnsack, 1996
Crowder et al., 2000
Dugan and Davis 1993
García-Charton and Pérez-Ruzafa, 1999
García-Charton et al. 2000
Halpern 2003
Jones et al., 1992
Lauck et al., 1998
Pinnegar et al., 2000
Plan Development Team, 1990
Planes et al., 2000
Roberts and Hawkins, 2000
Roberts and Polunin, 1991, 1993
Rowley, 1994
Russ, 2002
Sánchez-Lizaso et al., 2000

2. Les variables mesurées pour mettre en évidence les effets attendus au niveau de la population

Effet 1 : Bell 1983; Russ 1985; McClanahan and Muthiga 1988; Buxton and Smale 1989; Russ and Alcalá 1989; Cole et al. 1990; García-Rubies and Zabala 1990; Yamasaki and Kuwahara 1990; Bennett and Attwood 1991; Roberts and Polunin 1992; Armstrong et al. 1993; Buxton 1993; Holland et al. 1993; Polunin and Roberts 1993; Francour 1994; McClanahan 1994; Harmelin et al. 1995; Dufour et al. 1995; McClanahan and Kaunda-Arara 1996; Roberts 1995; Jennings et al. 1995, 1996; Letourneur 1996; Russ and Alcalá 1996a; Rakitin and Kramer 1996; Stoner and Ray 1996; Watson et al. 1996; Edgar and Barrett 1997; Sluka et al. 1997; Wantiez et al. 1997; Ciriaco et al. 1998; Russ and Alcalá 1998a,b; Babcock et al. 1999; Chapman and Kramer 1999; Johnson et al. 1999; La Mesa and Vacchi 1999; Millar and Willis 1999; Wallace 1999; Chiappone and Sealey 2000; McClanahan et al. 1999; Chiappone et al. 2000; Francour 2000; Kelly et al. 2000; McClanahan 2000; Paddock and Estes 2000; Tuya et al. 2000; Jouvenel and Pollard 2001; McClanahan et al. 2001; Roberts et al. 2001; Macpherson et al. 2002; Rowe 2002; Westera et al. 2003; Denny and Babcock 2004; García-Charton et al. (2004) (55 references)

Effet 2 : Davis 1977; Buxton and Smale 1989; Yamasaki and Kuwahara 1990; Bennett and Attwood 1991; Roberts and Polunin 1992; Armstrong et al. 1993; Buxton 1993; Polunin and Roberts 1993; Francour 1994; Harmelin et al. 1995; Dufour et al. 1995; Ferreira and Russ 1995; Letourneur 1996; McClanahan and Kaunda-Arara 1996; Rakitin and Kramer 1996; Edgar and Barrett 1997; Sluka et al. 1997; Wantiez et al. 1997; Piet and Rijnsdorp 1998; Babcock et al. 1999; Chapman and Kramer 1999; Johnson et al. 1999; La Mesa and Vacchi 1999; Wallace 1999; Chiappone and Sealey 2000; Chiappone et al. 2000; Kelly et al. 2000; McClanahan 2000; Paddack and Estes 2000; Tuya et al. 2000; Jouvenel and Pollard 2001; Béné and Tewfik 2003; Westera et al. 2003; Willis et al. 2003a; Denny and Babcock 2004 (35 references)

Effet 3 : Davis 1977; Gitschlag 1986; Buxton and Allen 1989; Davis and Dodrill 1989; Yamasaki and Kuwahara 1990; Holland et al. 1993; Attwood and Bennett 1994; McClanahan and Kaunda-Arara 1996; Rakitin and Kramer 1996; Russ and Alcalá 1996b; Zeller and Russ 1998; Chapman and Kramer 1999, 2000; Johnson et al. 1999; Millar and Willis 1999; McClanahan and Mangi 2000; Eristhee and Oxenford 2001; Meyer et al. 2000; Roberts et al. 2001; Willis et al. 2001, 2003a; Thorrold et al. 2001; Rowe 2002; Zeller et al. 2003 (24 references)

Effet 4 : Alcalá 1988; Davis and Dodrill 1989; Alcalá and Russ 1990; Yamasaki and Kuwahara 1990; Bennett and Attwood 1991; McClanahan and Kaunda-Arara 1996; Frank et al. 2000; Roberts et al. 2001; Rowe 2002 (9 references)

Effet 5 : Stoner and Ray 1996; Ciriaco et al. 1998; Edgar and Barrett 1999; Chiappone and Sealey 2000; Kelly et al. 2000; Valles et al. 2001; Rowe 2002; Béné and Tewfik 2003 (8 references)

Effet 6 : Buxton 1993; Sasal et al. 1996 ; Edgar and Barrett 1999 (3 references)

Effet 7 : Frank et al. 2000

3. Les variables mesurées pour mettre en évidence les effets attendus au niveau de la communauté

Effet 8 : Russ 1985; Russ and Alcalá 1989; Polunin and Roberts 1993; McClanahan 1994; Harmelin et al. 1995; Jennings et al. 1995; Letourneur 1996; McClanahan and Kaunda-Arara 1996; Edgar and Barrett 1997, 1999; Wantiez et al. 1997; Arias-Gonzales 1998; Piet and Rijnsdorp 1998; Russ and Alcalá 1998a,b; McClanahan et al. 1999; Paddack and Estes 2000; Macpherson et al. 2002; Shears and Babcock 2002 ; Westera et al. 2003; Denny and Babcock 2004; García-Charton et al. 2004 (22 references)

Effet 9 : Bell 1983; Russ 1985; Russ and Alcala 1989; Cole et al. 1990; García-Rubies and Zabala 1990; Roberts and Polunin 1992; Dufour et al. 1995; Harmelin et al. 1995; Jennings et al. 1995, 1996; Letourneur 1996; Rakitin and Kramer 1996; Watson et al. 1996; Edgar and Barrett 1997; Wantiez et al. 1997; Arias-Gonzales 1998; Russ and Alcala 1998b; Johnson et al. 1999; La Mesa and Vacchi 1999; McClanahan et al. 1999; Francour 2000; Macpherson et al. 2002; Denny and Babcock 2004 (23 references)

Effet 10 : McClanahan and Muthiga 1988; Castilla and Bustamante 1989; Cole et al. 1990; Engel and Kvitek 1998; Babcock et al. 1999; Edgar and Barrett 1997, 1999; Epstein et al. 1999; McClanahan et al. 1999, 2001; Paddack and Estes 2000; Tuya et al. 2000; Dulvy et al. 2002; Shears and Babcock 2002, 2003; Westera et al. 2003 (15 references)

Effet 11 : Francour 1994, 2000

4. Les variables mesurées pour mettre en évidence les effets attendus au niveau de l'habitat

Castilla and Bustamante 1989; Edgar and Barrett 1999; Hoffman and Dolmer 2000; Paddack and Estes 2000 (4 references)

Engel and Kvitek 1998; Epstein et al. 1999; Rouphael and Inglis 2001; Tratalos and Austin 2001; Milazzo et al. 2002 ; Zakai and Chadwick-Furman 2002 (6 references)