

Université Pierre et Marie Curie

Ecole doctorale des sciences de l'environnement (ED 129)

Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, LEAD-NC

Institut de recherche pour le développement, UMR Entropie

Intégration des usages récréatifs et de la biodiversité marine pour la gestion et l'évaluation des espaces côtiers

Application aux Aires Marines Protégées de Nouvelle-Calédonie à partir de suivis de la fréquentation et la biodiversité et d'un modèle d'aide à la gestion.

Par Charles Gonson

Thèse de doctorat d'Ecologie statistique

Dirigée par Dominique Pelletier et Jocelyne Ferraris

Présentée et soutenue publiquement le 16 mai 2017

Devant un jury composé de :

- Bœuf Gilles, Professeur, UPMC – Examineur
- Coutures Emmanuel, Gestionnaire, DENV – Invité
- Dumas Pascal, Maître de conférences, UNC - Rapporteur
- Ferraris Jocelyne, Directrice de recherche, IRD – Co-Directrice de thèse
- Lenfant Philippe, Professeur, UPVD – Rapporteur
- Mangeas Morgan, Chargé de recherche, IRD – Examineur
- Payri Claude, Directrice de recherche, IRD – Examineur
- Pelletier Dominique, Directrice de recherche, Ifremer – Co- Directrice de thèse

Sommaire abrégé

| | | |
|-------|---|-----|
| I. | INTRODUCTION GENERALE..... | 15 |
| II. | CHAPITRE 1 : LE SUIVI DES USAGES RECREATIFS COTIERS..... | 27 |
| III. | CHAPITRE 2 : LES PRATIQUES DES USAGERS DETERMINENT LEUR REPARTITION SPATIALE ET LES PRESSIONS ASSOCIEES..... | 55 |
| IV. | CHAPITRE 3 : EVALUER LA CAPACITE DE CHARGE SOCIALE DES ESPACES RECREATIFS ET SON INFLUENCE SUR LA REPARTITION SPATIALE DES USAGERS | 87 |
| V. | CHAPITRE 4 : ETAT ECOLOGIQUE D'UN RESEAU D'AIRES MARINES PROTEGEES COTIER. LE CAS DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALEDONIE | 111 |
| VI. | CHAPITRE 5 : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE D'UN SOCIO-ECOSYSTEME COTIER PAR MODELISATION QUALITATIVE..... | 153 |
| VII. | BILAN ET PERSPECTIVES | 193 |
| VIII. | BIBLIOGRAPHIE | 205 |
| IX. | ANNEXE 1 | 239 |
| X. | ANNEXE 2..... | 247 |
| XI. | Liste des figures | 257 |
| XII. | Liste des tableaux..... | 261 |

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| Remerciements | 11 |
| Avant-propos | 13 |
| I. INTRODUCTION GENERALE..... | 15 |
| Les zones côtières, des espaces menacés nécessaires aux populations humaines | 15 |
| La Gestion Intégrée des Zones Côtières et les Aires Marines Protégées | 16 |
| Les usages et leur gestion en Nouvelle-Calédonie | 17 |
| Le cadre conceptuel DPSIR | 19 |
| Les indicateurs | 22 |
| La démarche méthodologique..... | 22 |
| Plan du mémoire..... | 24 |
| II. CHAPITRE 1 : LE SUIVI DES USAGES RECREATIFS COTIERS..... | 27 |
| Introduction | 29 |
| Article 1: Decadal increase in the number of recreational users is concentrated in no-take marine reserves. 31 | |
| Abstract | 31 |
| Key words | 31 |
| Introduction | 32 |
| 2 Materials and methods..... | 33 |
| 2.1 Study site | 33 |
| 2.2 Data collection | 35 |
| 2.3 Data analysis..... | 36 |
| 2.3.1 Boat numbers: estimates and spatial distribution | 36 |
| 2.3.2 Weather description | 37 |
| 2.3.3 Statistical analysis | 38 |
| 3 Results..... | 39 |
| 3.1 Inter-annual changes in spatial distribution of boat numbers and density | 39 |
| 3.2 Weather typology | 40 |
| 3.3 The influence of temporal factors on boat numbers | 40 |
| 3.4 Presence of boats in MPAs and occurrence of peaks in boat numbers | 44 |
| 3.5 Evolution of mooring type..... | 47 |
| 3.6 Mooring use as a function of boat type | 48 |
| 4 Discussion | 49 |
| 4.1 Boat numbers sharply increased between 2005 and 2013 | 49 |
| 4.2 Inter-annual changes in the spatial distribution of boats | 49 |
| 4.3 Inter-annual changes result in increased occurrences of peak numbers | 50 |
| 4.4 Concomitant changes in mooring practices | 50 |

| | |
|---|-----------|
| 5 Conclusion..... | 51 |
| Acknowledgements | 51 |
| Conclusion..... | 53 |
| | |
| III. CHAPITRE 2 : LES PRATIQUES DES USAGERS DETERMINENT LEUR REPARTITION SPATIALE ET LES PRESSIONS ASSOCIEES..... | 55 |
| | |
| Introduction | 57 |
| | |
| Article 2 : Influence of settings management and protection status on recreational uses and pressures in Marine Protected Areas | 59 |
| Abstract | 59 |
| Keywords | 59 |
| Introduction..... | 60 |
| Materials and methods..... | 62 |
| Study site..... | 62 |
| Data collection..... | 64 |
| Statistical analysis..... | 66 |
| Estimating pressure index and the number of groups per selection criterion by combining boat counts and survey data..... | 67 |
| Relationship between practices and selection criteria | 67 |
| Characterization of settings preference | 68 |
| Results | 68 |
| Description of recreational uses around coral reef islets offshore of an urban center | 68 |
| Practices and islet selection depends on protection status and trip characteristics | 69 |
| Estimation of pressure indices and number of groups per selection criterion | 73 |
| Relationship between behaviors and site selection | 76 |
| Settings preferences..... | 77 |
| Discussion | 79 |
| Pressure indices are higher in MPAs | 79 |
| Site selection depends on protection status and practices..... | 80 |
| Production of specific pressure indices | 81 |
| Implications for management | 82 |
| Conclusion | 83 |
| Acknowledgement..... | 83 |
| Appendix A :..... | 84 |
| | |
| Transition..... | 85 |
| | |
| IV. CHAPITRE 3 : EVALUER LA CAPACITE DE CHARGE SOCIALE DES ESPACES RECREATIFS ET SON INFLUENCE SUR LA REPARTITION SPATIALE DES USAGERS | 87 |
| | |
| Article 3 : Assessment of social carrying capacity and its effect on users' spatial distribution. | 89 |
| Abstract | 89 |
| Keywords | 89 |
| Introduction..... | 90 |
| Materials and Methods | 91 |
| Study case..... | 91 |

| | |
|--|------------|
| Data collection..... | 93 |
| Data analysis..... | 94 |
| Sample analysis | 94 |
| Factors affecting crowding estimation..... | 94 |
| Disturbing criteria and coping strategies relationship | 94 |
| Preferred, bothering and intolerable crowding levels | 94 |
| Results | 95 |
| Sample analysis | 95 |
| Crowding estimation and perception..... | 96 |
| Disturbing criteria and coping strategies relationship | 99 |
| Preferred, bothering and intolerable crowding levels | 100 |
| Discussion | 103 |
| Effect of crowding on spatial distribution of recreational users depends on settings and boat type | 103 |
| Crowding perception assessment through interview and count data integration | 104 |
| Management implication | 105 |
| Conclusion | 106 |
| Acknowledgement..... | 107 |
| Conclusion..... | 109 |
| | |
| V. CHAPITRE 4 : ETAT ECOLOGIQUE D'UN RESEAU D'AIRES MARINES PROTEGEES COTIER. LE CAS DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALEDONIE | 111 |
| | |
| Introduction | 113 |
| | |
| Etat écologique et efficacité d'un réseau d'Aires Marines Protégées côtières multi-usages | 117 |
| Résumé | 117 |
| Mots-clés | 117 |
| Introduction : | 118 |
| Evaluation des Aires Marines Protégées | 118 |
| Matériel et méthode : | 119 |
| Cas d'étude : | 119 |
| Collecte de données sur la biodiversité : | 120 |
| Analyse des images vidéo : | 121 |
| Collecte de données sur la fréquentation des plaisanciers : | 121 |
| Typologie d'habitat : | 121 |
| Etude de l'évolution temporelle des indicateurs de l'état écologique | 122 |
| Etude des relations entre la composition des peuplements et les pressions associées aux usages récréatifs | 124 |
| Résultats | 125 |
| Typologie de l'habitat..... | 125 |
| Présentation des données..... | 126 |
| Evolution temporelle des indicateurs de l'état écologique..... | 127 |
| Relations entre la composition des peuplements et les pressions associées aux usages récréatifs..... | 132 |
| Discussion : | 135 |
| Effet des Aires Marines Protégées | 135 |
| Impacts des usages récréatifs et implications pour la gestion | 137 |

| | |
|---|------------|
| Etat des populations ornithologiques côtière du lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie en relation avec la fréquentation plaisancière | 141 |
| Résumé | 141 |
| Mots-clés | 141 |
| Introduction | 142 |
| Matériels et méthodes | 143 |
| Suivi des oiseaux..... | 143 |
| Suivi de la fréquentation | 143 |
| Analyse des données..... | 143 |
| Résultats | 144 |
| Répartition des sorties | 144 |
| Répartition des observations d'oiseaux entre espèces..... | 145 |
| Répartition spatiale des plaisanciers..... | 145 |
| Répartition spatiale des oiseaux | 146 |
| Discussion : | 149 |
| Impact potentiel de la plaisance sur la faune ornithologique..... | 149 |
| Implications pour les suivis et pour la gestion | 149 |
| Conclusion..... | 151 |

VI. CHAPITRE 5 : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE D'UN SOCIO-ECOSYSTEME COTIER PAR MODELISATION QUALITATIVE..... 153

| | |
|--|------------|
| Introduction | 155 |
| Evaluation par modélisation qualitative de scénarios d'aménagement et de gestion d'une zone côtière multi-usages | 157 |
| Résumé | 157 |
| Mots-clés | 157 |
| Introduction | 158 |
| La modélisation des espaces côtiers gérés..... | 158 |
| La modélisation pour l'évaluation des Aires Marines Protégées | 159 |
| La modélisation qualitative | 160 |
| Matériel et méthodes | 161 |
| Les enjeux de gestion du lagon du Grand Nouméa..... | 161 |
| Modèles qualitatifs : termes et définitions | 162 |
| Description du modèle | 163 |
| Analyse de stabilité du modèle | 167 |
| Prédictions du modèle | 168 |
| Prédictions qualitatives..... | 168 |
| Pondération des relations..... | 169 |
| Relations entre les poids des relations et les prédictions du modèle..... | 170 |
| Catégorisation des poids des relations | 170 |
| Analyse statistique descriptive multivariée de la relation entre les poids des relations du modèles et l'évolution de l'état écologique des sites..... | 171 |
| Les scénarios | 172 |
| Résultats | 174 |
| Stabilité du système et conditions initiales | 174 |
| Prédictions du modèle | 174 |

| | |
|---|------------|
| État écologique des sites..... | 174 |
| Évolution de la fréquentation | 177 |
| Pratique d'activités spécifiques | 177 |
| Prédictions associées à une absence de changements..... | 178 |
| Relations entre les poids des relations et les prédictions du modèle. | 180 |
| Poids de relations favorables à la préservation de l'état écologique | 180 |
| Relations entre prédictions du modèle..... | 184 |
| Discussion | 188 |
| Conditions d'application du modèle et adaptabilité de la méthode..... | 189 |
| Conséquences des résultats pour les stratégies de gestion | 190 |
| | |
| VII. BILAN ET PERSPECTIVES | 193 |
| | |
| Résumé des principaux résultats..... | 193 |
| | |
| Perspectives | 196 |
| Diversifier les pressions étudiées et raisonner à l'échelle du pays..... | 196 |
| Intégrer les pressions dans les évaluations de l'état écologique des zones côtières | 198 |
| Appliquer une Gestion Intégrée des Zones Côtières | 200 |
| | |
| Conclusion..... | 203 |
| | |
| VIII. BIBLIOGRAPHIE | 205 |
| | |
| IX. ANNEXE 1 | 239 |
| | |
| X. ANNEXE 2..... | 247 |
| | |
| XI. LISTE DES FIGURES | 257 |
| | |
| XII. LISTE DES TABLEAUX..... | 261 |
| | |
| Résumé | 264 |
| | |
| Abstract | 264 |

Remerciements

Les trois années passées sur ce travail de thèse ont bénéficié de l'implication d'un nombre important de personnes. Ces remerciements s'adressent à celles-ci pour la richesse des échanges que nous avons eus et ce que cela m'a apporté aussi bien professionnellement qu'humainement. Une grande partie de ces personnes sont citées ci-dessous, mais je remercie tout autant les autres.

Je remercie tout d'abord Dominique Pelletier pour avoir porté le projet de recherche qui a permis que ce travail existe mais surtout pour m'avoir fait confiance, formé et accompagné durant ces trois années et bien avant. Je remercie aussi Jocelyne Ferraris pour m'avoir mis le pied à l'étrier dans cette aventure qu'est la recherche et m'avoir accompagné jusqu'à présent. Merci pour ton enthousiasme et ton franc parlé. Merci à Frédérique Alban pour le travail passionnant que l'on a pu réaliser. Merci aussi pour l'accueil à Brest et pour tes apports nombreux tout au long de ces années. Merci à vous trois pour les échanges que l'on a eu et qui ont grandement enrichi ce travail.

Je remercie Emmanuel Coutures et Christophe Le Page, membres de mon comité de thèse. Votre expérience et nos entretiens réguliers ont valorisé ce travail de multiples manières. Merci pour l'intérêt que vous avez porté à ce sujet.

Je remercie tout particulièrement toutes les personnes à ayant travaillé tous ces week end. Merci à Pierre Brun, Théa Jacob, Benoit Soulard, Liliane Carpentier, André Carpentier, Dominique Pham, Eric Le Tesson, Karen Wassami, Thierry Laugier et Christine Fort pour avoir compté les bateaux ensemble avec intérêt. Merci à Charlotte Giraud-Carrier d'avoir réalisé toutes ces enquêtes et d'avoir bataillé contre les tricots rayés.

Je remercie spécialement, les personnes qui ont contribué au suivi des usages en Nouvelle-Calédonie et d'avoir partagé leurs connaissances et expériences lors de nos échanges. Merci à Bastien Preuss, Elodie Gamp, Isabelle Jollit pour vos conseils.

Un grand merci aux collègues de l'équipe AMBIO d'avoir amélioré le quotidien en étant vous-même. Merci à Delphine, Willou, Charlotte, Thomas, Thomas, Abi, Liliane, Jess, Benoit, Cyrielle et Maele pour la diversité de vos apports tout au long de ces années. Merci aussi à Meddi-Alexandre, Roxanne, Laura, Khalil, Ursule et Océane pour votre implication et la qualité de votre travail.

Merci aux collègues de l'Ifremer et de l'IRD pour votre bonne humeur et les moments passés à vos côtés. Merci à Romain, Hugues, Solenn, Nathalie, Luc, Liet, Terence, Laurent, Laurent, Philippe, Franch, François, Catherine, Marlène, Claire, Marie, Tom, Magalie, Serge, Aurore, Cyrille pour les bons moments passés au quotidien. Merci aussi aux collègues de Boulouparis pour votre accueil.

Merci aux gestionnaires de l'environnement en Nouvelle Calédonie et particulièrement aux membres de la Direction de l'Environnement de la Province sud de Nouvelle-Calédonie. Merci à Michel Mai, Patrice Plichon, Thierry Stanisic, Christophe Gosset, Laurence Bachet, Isabelle Jurquet et Nicolas Rinck pour nos échanges précieux sur la gestion des espaces côtiers.

Merci à Jeffrey Dambacher pour m'avoir initié à la modélisation qualitative. Merci d'avoir pu présenter avec cet outil une autre approche de la gestion des zones côtières.

Merci énormément à ma famille et mes amis pour votre soutien. Il en a fallu. Parfois on nous porte et on sait que l'on n'est pas seul. Merci à toi Maman, Papa, Pascal, Yveline, David, Fabrice mais aussi tous les autres. Même de loin, vous êtes avec moi et vous m'avez porté. Merci aux amis pour m'avoir

accompagné. Merci à Fanny, Robin, Mag, Karine, Delph, Delph, Yann, Dadou, Mika, Nono, Mika, Isa, Marilyn, Marie, Ben, Jeff, Simon, Marion, Lucette, Margot, Mohsen et tous les autres. Merci pour ces moments passé en Nouvelle-Calédonie, vivement les prochains. Merci aussi aux autres qui se reconnaîtront en Normandie, Toulouse, Marseille, Banyuls, Paris.

Merci à tous !

Avant-propos

Cette thèse a été réalisée en codirection entre l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Lead-NC) et l'Institut de Recherche pour le Développement en Nouvelle-Calédonie (IRD – ENTROPIE).

Le travail présenté dans ce mémoire s'inscrit dans le cadre du projet AMBIO porté par l'Ifremer de Nouvelle-Calédonie et financé par le gouvernement de Nouvelle-Calédonie, la province Sud, la province Nord, la province des Iles Loyauté de Nouvelle-Calédonie et le Conservatoire des Espaces Naturels de Nouvelle-Calédonie. Ce projet vise à apporter des connaissances, méthodes et outils d'aide à la gestion de l'environnement marin et côtier, et dont l'application se fait en Nouvelle-Calédonie. Il se décline en 3 axes principaux, la biodiversité, les usages et l'évaluation. Le présent travail s'inscrit dans les axes relatifs aux usages et à l'évaluation. Antérieurement au projet AMBIO, le projet PAMPA mais aussi une thèse financée par le programme ZONECO avaient permis de recueillir des informations et des données sur les usages mobilisées dans ce mémoire.

L'ensemble du travail réalisé au cours de la période de thèse n'a pas pu être présenté dans ce mémoire. En effet, un travail complémentaire important a été réalisé au cours de 6 stages (1 de niveau Licence, 2 de niveau Master 1 et 3 de niveau Master 2) en lien avec le travail présenté dans ce mémoire. Une première partie de ces travaux concerne l'étude des usages et vise à évaluer la représentativité des données existantes (Bazit 2012), la faisabilité de mise en œuvre du protocole de suivi de la fréquentation par les services gestionnaires de l'environnement en Nouvelle-Calédonie (Mortreux 2013) et la précision des indicateurs (Jeandenans 2015). Un travail a aussi été réalisé sur les opinions et perception des usagers vis-à-vis de la gestion (Zlaoui 2016). Une deuxième partie de ces travaux concernent l'évaluation de la biodiversité (Morriseau 2016) tandis que la dernière porte sur l'estimation des pressions d'origine terrestre et ayant un effet potentiel sur l'état écologique du lagon (Boullard 2016). Le positionnement de ces études dans le travail présenté est précisé dans le mémoire.

I. Introduction générale

Les zones côtières, des espaces menacés nécessaires aux populations humaines

Les zones côtières sont des espaces qui abritent une forte biodiversité d'espèces et d'habitats, en même temps que les populations humaines. Ces dernières se concentrent et augmentent de manière marquée le long des côtes (Duedall and Maul, 2005). Ces populations usent directement de ces espaces comme source d'alimentation et d'espaces récréatifs, voire plus récemment comme source d'énergie. Ainsi, on assiste à une augmentation et une diversification des activités humaines s'exerçant dans les zones côtières (Chaboud et al., 2004). En plus de ces usages directs liés à l'exploitation des ressources marines et des services écosystémiques offerts par ces espaces, les zones côtières subissent une diversité de perturbations d'origine anthropique liées aux développements urbain, économique et/ou agricole de proximité ou sur les bassins versants associés. Ces perturbations peuvent s'exercer dans l'espace maritime ou au niveau du littoral (i.e. trafic maritime ou aménagement du littoral) tandis que les rejets (i.e. domestiques, industriels, agricoles) ou les effets (accroissement de l'érosion) d'activités terrestres situées parfois loin de la côte entraînent par ruissellement des impacts en mer (voir Ban et al., 2010 ; Batista et al., 2014 pour une revue de pressions). De plus, des perturbations à l'échelle globale ou régionale peuvent affecter significativement l'état écologique des zones côtières, telles que le changement climatique (i.e. élévation de la température et acidification de l'eau). Face à ces pressions grandissantes, le capital naturel des zones côtières apparaît vulnérable.

Un nombre important et diversifié de services écosystémiques sont apportés par les écosystèmes côtiers en général (Liquete et al., 2013) et par les récifs coralliens en particulier (Moberg and Folke, 1999). Ces services écosystémiques peuvent être classifiés de plusieurs manières tant ils sont nombreux et divers. On retient ici la catégorisation selon qu'ils ont une valeur d'usage i) direct souvent associé à un approvisionnement en nourriture, au tourisme et aux activités récréatives, ou ii) indirect notamment de régulation (i.e. climat), de protection des côtes et iii) de préservation de tout ce qui touche au caractère esthétique ou culturel du lieu. Cette classification a notamment été utilisée par Liquete et al. (2013) pour réaliser une revue des services écosystémiques en milieu marin.

Le maintien des services écosystémiques dépend du bon état des écosystèmes et donc d'une gestion efficace des pressions qui s'y exercent. Ainsi, une attention particulière a été portée parmi la communauté scientifique à la diminution de l'état des écosystèmes et des ressources marines (Pauly et al., 1998 ; Halpern et al., 2008) et côtières (Jackson et al., 2001). Au niveau politique, des engagements internationaux ont été pris pour favoriser la conservation de l'état écologique des zones côtières, notamment à l'échelle de la communauté européenne à travers de la Directive Cadre Stratégique pour le Milieu Marin (DCSMM), et de manière générale au niveau des océans à travers la Convention sur la Diversité Biologique (CDB). Du fait de la diversité des pressions, des acteurs impliqués et des processus naturels, ces espaces sont des environnements complexes (Gibbs and Cole, 2008). Cette diversité et cette complexité doivent être prises en compte pour leur gestion, ce qui nécessite des méthodes et des outils adaptés

La Gestion Intégrée des Zones Côtières et les Aires Marines Protégées

De par son côté holistique, la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) est préconisée pour une gestion visant la durabilité de l'utilisation des zones côtières. Depuis la conférence de Rio de Janeiro en 1992 (UNCED, 1992), la GIZC a été utilisée par de nombreux pays (Brodie and Waterhouse, 2012 ; Reis, 2014). Elle a été adoptée par l'Union Européenne (UE) en 1996. L'UE a multiplié les initiatives pour favoriser sa mise en place par les Etats membres (Reis, 2014). Il s'agit d'appliquer une stratégie de gestion sur le long terme en considérant de manière exhaustive : i) les caractéristiques écologiques des espaces naturels, ii) les pressions les affectant, iii) les acteurs générant et/ou subissant ces pressions dans leur usage du milieu ainsi que iv) la diversité des organes décisionnels ayant autorité sur la gestion de ces espaces. Ce faisant, la GIZC implique d'avoir une vision et une démarche de gestion multi-échelle et pluridisciplinaire (sciences naturelles, sciences sociales, sciences politiques) dans le domaine de la gestion de l'environnement, en considérant le continuum terre-mer, et s'affranchissant de la fragmentation entre secteurs d'activité qui est généralement associée à une multiplicité d'organismes en charge de les gérer (Cicin-Sain and Knecht 1998). En conséquence, lorsqu'elle est mise en œuvre de manière effective, la GIZC présente l'avantage d'éviter les conflits entre acteurs de secteurs différents (Hinrichsen, 1999).

Les Aires Marines Protégées (AMP) sont un instrument privilégié dans la mise en œuvre de la GIZC (Olsen 2003 ; Pandolfi et al., 2003). Dans ce contexte de gestion, les AMP se sont ainsi montrées particulièrement efficaces, par exemple aux Philippines (Balgos, 2005) du fait de la gestion de la pêche en dehors des AMP et grâce au contrôle d'autres perturbations (Christie et al., 2002). C'est aussi le cas des Parcs Naturels Marins Français où les acteurs locaux sont impliqués dans la gestion d'espaces aux objectifs divers (i.e. protection de l'environnement, durabilité des usages). Inversement, dans le cadre de la gestion des AMP, la GIZC présente l'avantage de considérer explicitement plusieurs disciplines, notamment sciences sociales et naturelles, pour assurer la durabilité de l'état et du fonctionnement des écosystèmes ainsi que celle des usages. Considérer les sciences sociales, permet de mieux appréhender les dynamiques sociales (Christie et al., 2003) et facilite l'atteinte des buts écologiques sur le long terme (Christie, 2004).

Dans le cadre de la gestion des AMP, ce sont principalement les usages directs du domaine côtier qui font l'objet d'une régulation (régulation de la pêche, des activités nautiques). Néanmoins, les résultats attendus ne sont pas toujours au rendez-vous. C'est le cas de la Grand Barrière de Corail (Australie), qui a vu son état écologique diminuer (GBRMPA, 2014), alors qu'elle est souvent citée en exemple de l'application de la GIZC en lien avec des AMP (Douvere, 2008 ; Nobre, 2011). Ce contre-exemple peut s'expliquer par la difficulté : i) de formalisation de perspectives à long terme, ii) d'adaptation aux spécificités locales et iii) de support à une approche participative (Ballinger et al., 2010). Une meilleure connaissance des relations entre les usages, la biodiversité et les mesures de gestion permettrait de mieux prévoir l'effet de mesures de gestion sur le système de manière intégrée, notamment les actions de gestion décidées dans le cadre des AMP.

La présente étude vise à apporter des connaissances sur les usages récréatifs qui font trop souvent défaut, alors qu'elles sont nécessaires à la mise en œuvre de la GIZC. Ainsi, cette étude contribue à la mise en place d'une GIZC dans le sens où elle fait appel à des données issues de démarches des sciences sociales et naturelles en vue d'avoir une approche holistique de la gestion des usages récréatifs côtiers, et ayant comme objectif le maintien des conditions écologiques sur le long terme. Afin d'aborder la diversité des aspects inhérents aux zones côtières et à leur gestion, le recours à un

cadre conceptuel de travail présente l'intérêt de délimiter et structurer le travail. Ce cadre de travail est présenté dans la section La démarche méthodologique de l'introduction générale.

Les usages et leur gestion en Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle Calédonie se situe dans le Pacifique Sud-Ouest à environ 1300 kilomètres à l'Est de l'Australie (ci-dessous Figure I-1). Cet archipel d'îles dispose d'une richesse écologique et biologique exceptionnelle au sein d'un des systèmes récifaux les plus vastes au monde (Andrefouët et al., 2009). La Nouvelle-Calédonie est une collectivité d'Outre-Mer rattachée à l'Etat français. De ce fait, l'Etat Français y exerce ses compétences régaliennes tandis que les autres compétences relèvent de la responsabilité du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie ou de ses collectivités. Ainsi, la compétence environnementale du domaine côtier est à la charge des provinces dans leurs périmètres respectifs, à savoir la province Sud, la province Nord et la province des Iles Loyauté (Figure I-1). L'importance et le caractère exceptionnel de ce patrimoine naturel ont motivé la mise en place de nombreuses AMP lagonaires à partir de 1970 (dont la gestion est à la charge des provinces), ainsi que l'inscription de ses lagons au Patrimoine Mondial de l'UNESCO en 2008. Le suivi et l'évaluation du maintien de l'intégrité dans le Bien Inscrit au Patrimoine Mondial est coordonné par le Conservatoire des Espaces Naturels. Enfin, le Parc Naturel de la Mer de Corail a été créé en 2014. A terme ce parc vise à associer l'Australie, le Vanuatu, les îles Salomon et la Papouasie-Nouvelle-Guinée, la gouvernance du gouvernement de Nouvelle-Calédonie s'exerçant au sein du périmètre de la zone économique exclusive de Nouvelle-Calédonie. La diversité des zones protégées et des instances en charge de leur gestion incite à la mise en œuvre d'une gestion intégrée des zones côtières et marines à plusieurs échelles, notamment à l'échelle du pays et des provinces. La présente étude se focalise sur le lagon faisant face à la capitale de l'île (Nouméa) et dans une moindre mesure à l'ensemble du lagon sud-ouest.

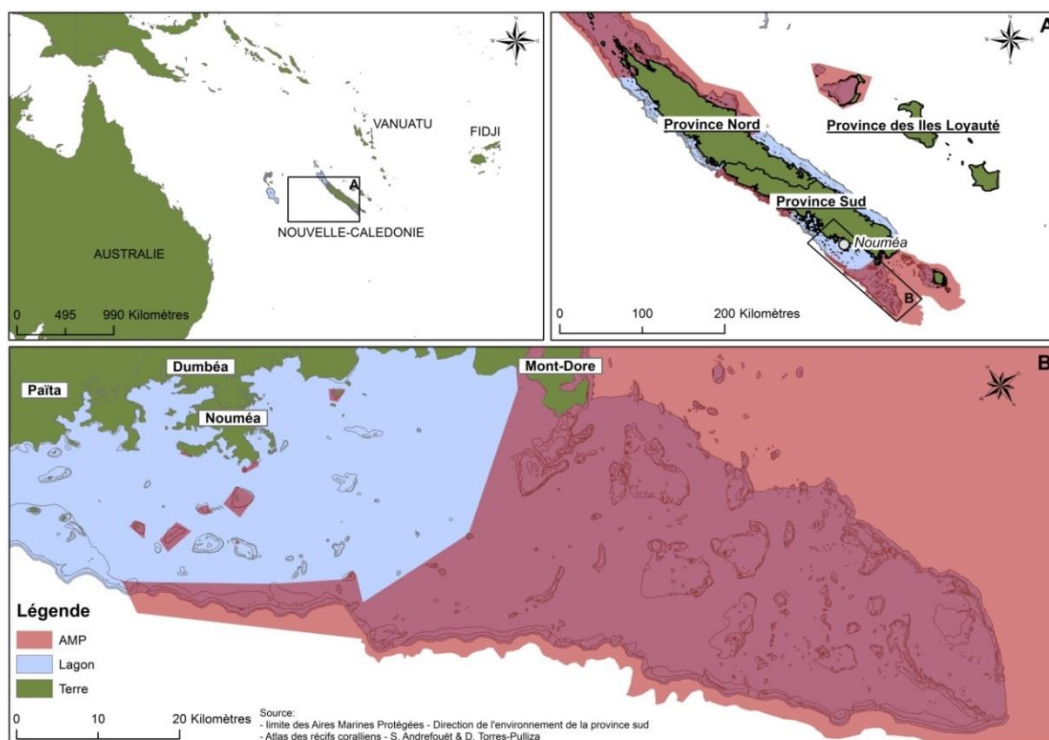


Figure I-1: Carte de positionnement de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique, des Aires Marines Protégées en Nouvelle-Calédonie et du cas d'étude (B).

En Nouvelle-Calédonie la mise en place d'une GIZC est particulièrement adaptée (David et al., 2010) du fait de la : i) diversité des instances en charge de la gestion de l'environnement (la compétence environnementale revient à chacune des 3 provinces au sein de leur juridiction), ii) diversité des activités humaines et secteurs d'activité économique (i.e. activité minière, agriculture, aquaculture) (voir David et al., 2010 pour une revue), iii) diversité des conditions environnementales lagonaires (Andréfouët et al., 2009 ; Andréfouët et al., 2010). De plus, jusqu'à présent l'état du lagon calédonien a été très peu affecté par des perturbations globales (invasions d'*Acanthaster planci*, blanchissement corallien) par rapport à d'autres zones tropicales (Wantiez and Garrigue, 2009), bien que de tels phénomènes aient été plus marqués ces dernières années. Ainsi, les principales menaces identifiées proviennent des usages du lagon et des activités terrestres (David et al., 2010).

En Nouvelle-Calédonie, la valeur des services écosystémiques de ses récifs coralliens a été estimée dans une fourchette allant de 190 à 328 millions d'euros dont 78 à 103 millions découlent d'usages directs (Pascal, 2010). Parmi les usages directs du lagon de Nouvelle-Calédonie, nous nous intéressons particulièrement aux usages récréatifs. Ceux-ci sont définis dans cette étude comme ceux qui ont une activité non rémunérée et non nécessaire à leur subsistance, toutes activités confondues. Ils concernent les touristes fréquentant les régions concernées et la population résidente. Ces usages récréatifs soutiennent une économie importante dans les milieux coralliens à travers le monde (Luke et al., 2007), et en Nouvelle-Calédonie en particulier (Pascal, 2010 ; CCI-NC & CNMC, 2016).

A l'échelle de la Nouvelle-Calédonie, la croissance démographique est supérieure à 2% par an depuis 13 ans (+ 50 000 résidents en 13 ans) avec des disparités selon les provinces (+2.2% par an en province Sud, +1.5% en province Nord et -2.1% en province des îles Loyauté) et selon les communes (+2.4% par an à Nouméa ; +5.1% par an à Païta ; +4.5% par an à Dumbéa ; + 2.6% par an dans la zone Voh-Koné-Pouembout) (Figure I-1) (ISEE, 2014). Si ce taux de croissance reste stable dans le futur, la population calédonienne pourrait atteindre les 325 000 personnes d'ici 2030 (Broustet 2005). En parallèle, le nombre de bateaux immatriculés en Nouvelle-Calédonie a augmenté de 2% par an depuis les 20 dernières années pour atteindre 23 844 bateaux immatriculés en 2011, soit 1 bateau pour 10 habitants (Affaires Maritimes de Nouvelle-Calédonie, données non publiées¹). Par ailleurs, même si le nombre annuel de touristes² en Nouvelle-Calédonie est stable depuis le milieu des années 90 (100 000 personnes), le nombre de bateaux de croisière et le nombre de croisiéristes ont doublés en 4 ans (300 000 croisiéristes en 2012). Le développement du tourisme côtier et maritime est d'ailleurs une orientation politique annoncée avec un objectif ambitieux d'augmentation du nombre de croisiéristes et de la capacité d'accueil touristique d'ici à 2020. La gestion des usagers récréatifs est donc devenue un enjeu de GIZC important en Nouvelle-Calédonie motivant ainsi la réalisation de plusieurs études scientifiques par différents organismes de recherche et de gestion depuis près d'une vingtaine d'année (Los 2001, You 2004, Jollit 2010, Preuss 2012). Ces études se localisent particulièrement dans le lagon faisant face à l'agglomération du Grand Nouméa et dans le Grand Lagon Sud. Ces connaissances seront mobilisées dans le présent travail pour aider à mieux comprendre la dynamique de ces usages.

Les structures institutionnelles en charge de la gestion de l'environnement en Nouvelle-Calédonie ont mis en place des mesures pour préserver ressources et écosystèmes (Figure I-1). La fréquentation des

¹ Le plus souvent les nouveaux bateaux sont enregistrés tandis que les anciens ne sont pas toujours retirés des bases de données. Ainsi l'estimations du nombre de bateaux peut être surestimée.

² Un touriste est considéré comme étant une personne qui, voyageant pour son agrément, s'éloigne pendant plus de 24 heures et moins d'un an de son domicile habituel (Société des Nations, 1937)

usagers récréatifs dans le lagon calédonien engendre des pollutions (*i.e.* sonores, organiques, chimiques, déchets), des pressions physiques (*i.e.* ancrage, collision) et des prélèvements (*i.e.* pêche) (David et al., 2010 ; Jollit et al., 2010). Afin de limiter les impacts environnementaux de ces usagers, depuis 1981, une vingtaine d'AMP ont été créées en Province Sud avec plus de la moitié face à l'agglomération du Grand Nouméa (11) qui regroupe 180 000 habitants (selon le dernier recensement, ISEE (2014)) répartis au sein de 4 communes (Nouméa, Dumbéa, Païta, Mont-Dore). Il existe trois types d'AMP en province Sud. Les Aires de Gestion Durable des Ressources (AGDR) ont à la fois des buts de protection de l'environnement naturel mais aussi de soutien au secteur privé touristique notamment des hôtels, une école de kite-surf, un club de plongée. Les réserves naturelles (permanente, saisonnière, spéciale de faune) visent exclusivement la protection de l'environnement naturel notamment des habitats (sous-marins et émergés sur les îlots) ainsi que des espèces marines et ornithologiques. Dans ces réserves l'accès est le plus souvent autorisé mais il est parfois prohibé. Enfin, les parcs marins qui correspondent à des espaces où aucune réglementation particulière ne s'applique par rapport au reste du lagon mais où des engagements de conservation de l'état écologique ont été pris. Il s'agit notamment des sites inscrits au Patrimoine Mondial de l'UNESCO. En dehors de ces périmètres, les pratiques dans le lagon sont régies par les codes de l'environnement de chacune des provinces. En date de 2009 pour la Province Sud (JONC 9 avril 2009, p. 2590), ces textes explicitent, entre autres, la réglementation pour les espèces protégées (*i.e.* requins, tortues, dugong, napoléon) et les pratiques de pêche autorisées (*i.e.* quota de capture par sortie pour la pêche non-professionnelle).

Le cadre conceptuel DPSIR

La diversité des dimensions naturelles et sociales interagissant de manière complexes à de multiples échelles a justifié la qualification des espaces côtiers de systèmes complexes adaptatifs (Gibbs and Cole, 2008). Cette complexité rend d'autant plus difficile leur gestion. Ainsi, depuis plusieurs années, on assiste au développement de méthodes structurées comme outils d'aide à la décision pour la gestion de tels espaces (Gregory et al., 2013). Parmi ces méthodes, le modèle Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) (Figure I-2), développé par l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE 1993) et adopté entre autres par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA, 1995 ; Elliott 2002), est un cadre conceptuel qui permet une approche systémique en définissant les relations entre les composants du système. Ce cadre a été utilisé entre autres pour la GIZC, pour l'évaluation de l'impact du développement d'activités sur l'environnement côtier et aussi pour déterminer des indicateurs de durabilité en zone côtière (voir Gari et al., 2015 pour une revue). Le recours à ce cadre de travail s'avère donc être utile pour traiter de la complexité du fonctionnement des zones côtières et de leur gestion, tandis que le recours à des indicateurs permet de formaliser les composants du système d'intérêt vis à vis des objectifs de gestion.

Il est important de noter qu'il existe d'autres cadres conceptuels permettant i) la gestion intégrée des écosystèmes comme le « Outcome Approach » (Olsen, 2003) ou le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) ; ou ii) l'analyse en termes de gouvernance des communs développée par Ostrom (2009) ou le System Approach Framework (SAF) (Newton, 2012). Le choix du DPSIR comme cadre de travail s'explique principalement par le fait i) qu'il considère explicitement les relations entre les différentes composantes du système considéré, ii) qu'il est adopté par des institutions internationales pour la gestion intégrée de l'environnement et iii) que son applicabilité à l'évaluation des socio-écosystèmes côtiers a été démontrée dans plusieurs études (voir Gari et al., 2015 pour une revue). Le modèle DPSIR sera donc utilisé pour mieux comprendre le fonctionnement du système côtier et plus particulièrement les relations entre les usages récréatifs, la biodiversité et les mesures de gestion.

Le cadre DPSIR considère que des forces motrices (Drivers) influent sur les pressions (Pressure) s'exerçant au sein d'un espace (Figure I-2). Ces influences peuvent être aussi bien mesurées de manière quantitative, comme par exemple l'effet d'une augmentation démographique sur un nombre d'usagers fréquentant un espace côtier, que qualitative, comme le développement des structures touristiques entraînant une modification des pratiques des usagers. Du fait de la présence de pressions, l'état de l'écosystème est influencé à la fois par l'intensité, la fréquence et la nature de ces pressions. Si l'état écologique du système est inférieur à l'état recherché et/ou si son évolution indique une dégradation, des impacts peuvent être identifiés. Dans ce cas, l'intervention de l'homme peut être justifiée et s'exercer sur les pressions (i.e. interdiction d'accès à un espace menacé) ou les forces motrices (i.e. limitation de la capacité d'accueil touristique d'un territoire) afin d'atteindre l'état du système recherché.

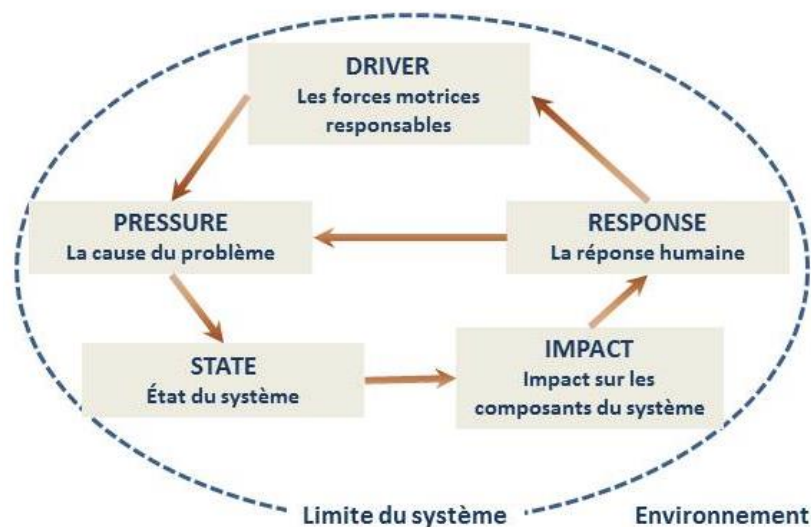


Figure I-2: Schéma du cadre conceptuel Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) (d'après Atkins et al., 2011 et Gregory et al., 2013). La description de chaque composant D-P-S-I-R est indiquée dans les cadres correspondant

Bien que le modèle conceptuel DPSIR soit utile à la gestion des zones côtières (Bidone and Lacerda, 2004 ; Caiero et al., 2004) et largement employé pour cela (Gari et al., 2015), celui-ci possède plusieurs limitations dont i) la non gestion des relations de cause à effet (i.e. diversité des effets d'une perturbation sur l'environnement), ii) le système est composé d'une chaîne causale unidirectionnelle (sans rétroaction) et iii) la non prise en compte des changements naturels (Gregory et al., 2013 ; Berger and Hodge 1998 ; Rekolainen et al., 2003). Pour pallier à ces limitations, plusieurs études ont associé le cadre conceptuel DPSIR avec d'autres méthodes (Gari et al., 2015) pour faciliter sa mise en œuvre. Par exemple, le modèle DPSIR a été combiné avec des approches conceptuelles complémentaires pour la gestion des socio-écosystèmes (Atkins et al., 2011 ; Olsen 2003, Maxim et al., 2009 ; Kelble et al., 2013) mais aussi avec des outils opérationnels comme les systèmes d'information géographique (Caiero et al., 2004) ou en ayant recours à des indicateurs quantitatifs (Hou, 2014 ; Benitez-Capistros, 2014). De plus, le composant « Etat » du modèle DPSIR fait le plus souvent référence à l'état de l'environnement naturel rendant difficile l'évaluation de l'atteinte d'objectifs de gestion relatifs à la durabilité des usages. Ainsi, celui-ci a plusieurs fois été adapté, notamment en milieu marin, avec les modèles Driver-Pressure-State-Well-being-Response (DPSWR) (Cooper, 2013) et Driver-Pressure-State-Ecosystems services-Response (DPSESR) (Kelble et al., 2013). De cette manière, ceux-ci permettent de prendre en compte explicitement les objectifs sociaux de la gestion des espaces naturels.

Dans ce mémoire, les composants du modèle DPSIR n'ont pas été modifiés. Néanmoins, les relations entre ces composants ont été adaptées afin d'étudier les relations complexes et réciproques entre les usages, la biodiversité et les mesures de gestion (Figure I-3).

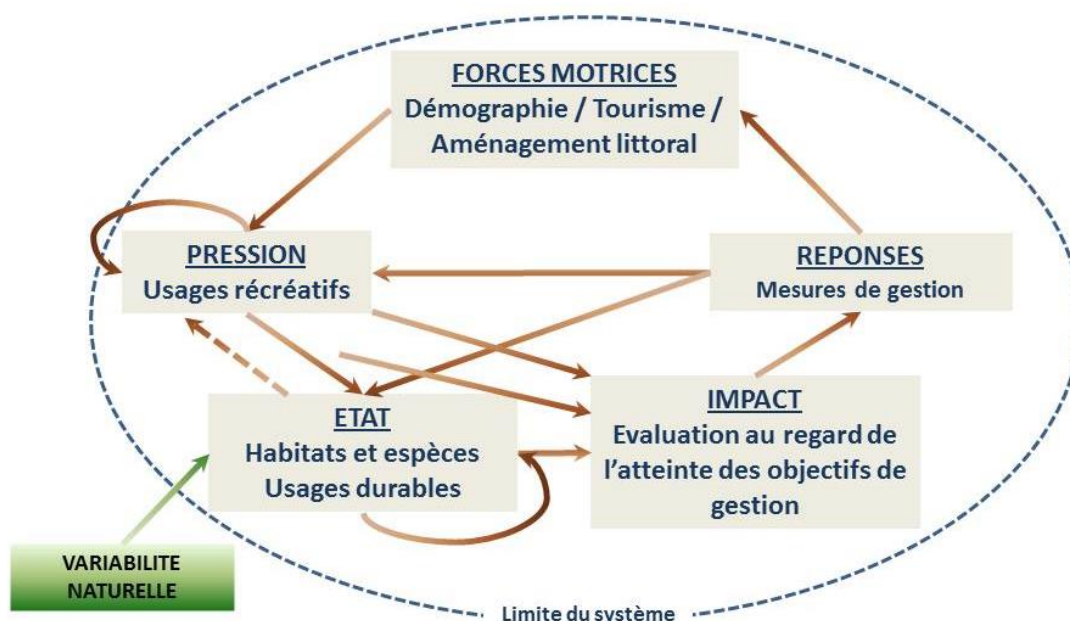


Figure I-3: Modèle conceptuel DPSIR adapté à la gestion des Aires Marines Protégées

Dans le contexte de la gestion du milieu côtier et des AMP, les « Réponses » en terme de gestion sont les mesures qui ont pour but d'avoir un effet sur les forces motrices ou les pressions (Atkins et al., 2011 ; Pinto et al., 2013). Il est aussi possible que ces « Réponses » agissent directement sur l'état de l'environnement naturel, notamment par des mesures de restauration écologique. Par ailleurs les relations entre 'Pression', 'Etat' et 'Impact' sont le plus souvent étudiées pour une pression particulière (Balaguer et al., 2011 ; Doyen et al., 2007), une portion de l'écosystème ou une espèce (Anselme et al., 2010 ; Childress et al., 2002 ; Langmead and Sheppard 2004 ; Yoo et al., 2013 ; Larocque 2012) ce qui limite la compréhension du fonctionnement du système du fait des interactions entre les usagers d'une part, et les espèces au sein des communautés d'autre part. Ici, le modèle DPSIR a été adapté en considérant les relations entre les usagers influençant l'intensité et la répartition spatiale des pressions (i.e. expérience) et l'existence de rétroactions s'exerçant au sein d'un écosystème et déterminant son état (i.e. stade de développement des écosystèmes) mais aussi les relations réciproques entre les pressions et l'état du système. De plus, l'évaluation des impacts se fait à partir de l'évolution de l'état de l'écosystème mais aussi des pressions et de leurs relations. Ainsi, les impacts sont identifiés au regard d'objectifs de gestion et orientent directement les réponses à mettre en œuvre. Enfin, les composants D-P-S-I-R sont décrits de manière à être adaptés à la gestion des usages récréatifs dans les zones côtières en général et dans les AMP en particulier.

De manière générale, l'application du modèle DPSIR nécessite de décrire les composants du système étudié par des indicateurs adaptés au contexte afin que leurs relations puissent être appréhendées de manière précise (Caiero et al., 2004 ; Pinto et al., 2013). A notre connaissance, aucune de ces études n'a utilisé ce cadre conceptuel afin de caractériser les relations entre ces indicateurs à partir d'analyses statistiques en utilisant des données quantitatives de suivi sur les usages et la biodiversité.

Les indicateurs

Les indicateurs sont un outil d'usage courant pour aider à la prise de décision, permettant aux gestionnaires de disposer d'informations claires pour orienter leurs stratégies (Beliaeff and Pelletier 2011). Cependant, du fait de l'absence de la définition de seuils associés, de données temporelles mais aussi de démarches de validation, leur interprétation est parfois difficile. De plus, la plupart des méthodes et démarches de sélection d'indicateurs aboutissent à un nombre important d'indicateurs (Lin et al., 2012) dont les relations et interactions sont mal connues. Mieux connaître les relations entre ces indicateurs permettrait de mieux en appréhender l'information apportée par un panel d'indicateurs et les causes des états observés.

Les qualités d'un indicateur dépendent de sa pertinence et de son efficacité (Nicholson and Fryer, 2002 ; Rochet and Trenkel, 2009). La pertinence d'un indicateur fait référence à la relation entre l'indicateur et ce qu'il est censé représenter. Des méthodes ont été développées pour la sélection d'indicateurs (Lin et al., 2012) notamment avec le cadre conceptuel DPSIR (Lin et al., 2009). Généralement, et notamment dans le cadre de la gestion des zones côtières et des AMP, la pertinence d'un indicateur dépend des objectifs de gestion tels que la conservation de la biodiversité ou la durabilité des usages. Ici nous nous intéressons à des indicateurs quantitatifs pour lesquels la notion d'efficacité se rapporte à leurs propriétés statistiques. Celles-ci regroupent la justesse, la précision, la robustesse, la puissance statistique (Pelletier et al., 2005) et dépendent de la méthode d'obtention de l'information et des méthodes de calcul de l'indicateur. Ainsi, dans le cas d'indicateurs de suivi à partir de données de terrain, l'efficacité d'un indicateur dépend du protocole mis en œuvre et des analyses réalisées. L'échelle spatiale et temporelle de l'indicateur influe à la fois sur sa pertinence et son efficacité. Enfin, deux autres critères importants déterminent la qualité d'un indicateur : la faisabilité qui correspond au coût (humain et financier) nécessaire à sa production (Beliaeff et Pelletier, 2011); et la clarté qui correspond à sa capacité à être compris et approprié par l'audience ciblée.

La démarche méthodologique

Dans ce travail de recherche nous étudierons les relations entre les composants du DPSIR à partir d'indicateurs quantitatifs, avec une attention particulière à leurs qualités de pertinence, d'efficacité et de faisabilité. Ici on utilise le cadre conceptuel DPSIR pour caractériser les relations entre les pressions associées aux usages récréatifs, la biodiversité côtière et les mesures de gestion à partir d'indicateurs et d'analyses statistiques (Figure I-4). Puis on développe un modèle à partir des connaissances acquises sur ces relations pour étudier le fonctionnement du système usages récréatifs/biodiversité/gestion des zones côtières et des AMPs (Figure I-4). Ce modèle sera utilisé pour simuler l'évolution des composants de Pression et d'Etat et ainsi évaluer les Impacts en fonction des conditions socio-économiques de la zone côtière (Forces motrices) et de gestion (Réponses). La modélisation permet alors d'intégrer et synthétiser des informations apportées par un panel d'indicateurs souvent nombreux.

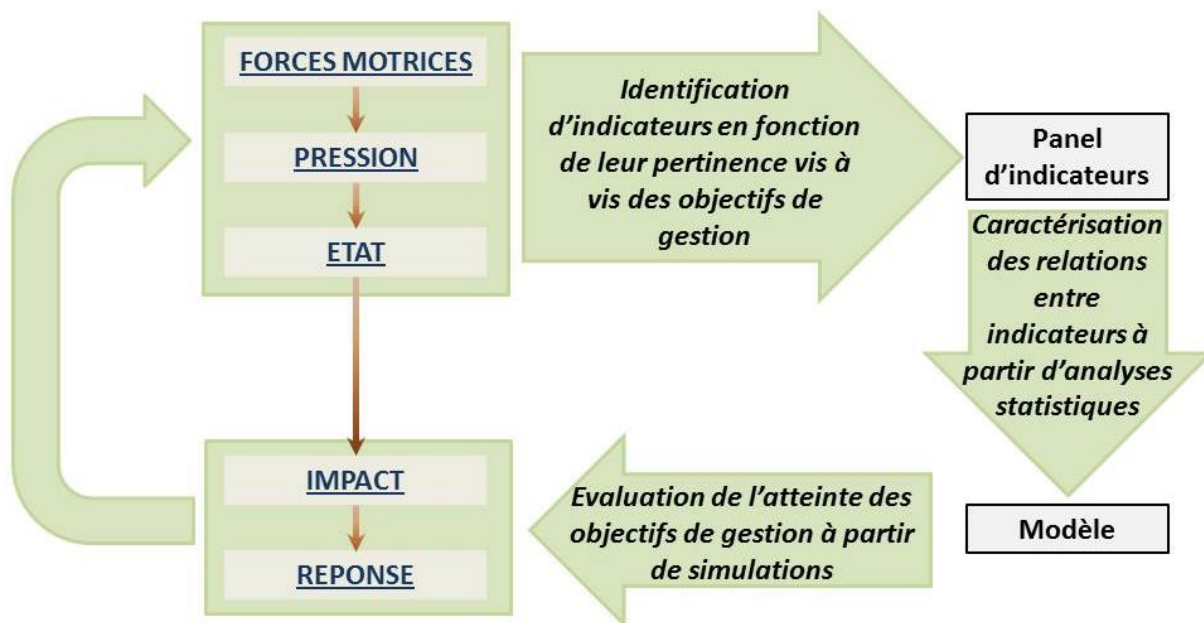


Figure I-4: Approche méthodologique mise en œuvre dans le cadre des espaces côtiers gérés par AMP et basée sur le modèle conceptuel DPSIR avec des indicateurs quantitatifs et un modèle de simulation.

Le panel d'indicateur calculé dans ce mémoire mobilise des données de suivi sur les usages récréatifs et la biodiversité marine (Tableau I-1). Ces données ont été collectées dans le lagon du Grand Nouméa (Figure I-1). Elles concernent i) les usages avec des données de suivi de la fréquentation du nombre de bateaux et de visiteurs des îlots, des enquêtes auprès des usagers pour déterminer les opinions et les pratiques ; ii) les habitats et espèces sous-marines par le biais d'observations par caméra vidéo sous-marine ; et iii) les oiseaux grâce à des données d'observations opportunistes. Les protocoles de collecte de ces données peuvent être mis en œuvre en routine par les services gestionnaires (à l'exception des enquêtes³). De plus, les données collectées sont en nombre suffisant pour permettre la production d'indicateurs et leur traitement par des analyses statistiques.

Tableau I-1 Méthodes d'observation, année d'échantillonnage, nombre d'observations et chapitres dans lesquels les données ont été mobilisées (cellules remplies en noir).

| | Méthodes d'observation | Années | Effort d'échantillonnage | Chapitres | | | | |
|-------------------|---|------------------------------|--------------------------|-----------|---|---|---|---|
| | | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Usage | Comptages fréquentation | 2005/2008/2013 | 118 sorties | | | | | |
| | Questionnaires | 2014 | 463 questionnaires | | | | | |
| Biodiv- ersité | Vidéo sous-marine | 2007/2008/2009/ 2010/2013 | 643 vidéos | | | | | |
| | Observations opportunistes d'oiseaux | 2009 à 2012 | 404 sorties | | | | | |

³ La fiabilité des réponses des usagers dépend entre autre de leur perception sur la neutralité de l'enquêteur vis-à-vis des organismes en charge de la gestion.

Plan du mémoire

La gestion des usages dans les zones côtières à travers les AMP est essentielle pour la protection des écosystèmes côtiers et pour assurer la durabilité de ces usages. L'étude des relations entre les usages récréatifs, l'état de la biodiversité et les mesures de gestion est le cœur de cette recherche qui vise à en approfondir les connaissances par une approche originale, intégrée. La question générale à laquelle on cherche à répondre est la suivante : **Quelles sont les relations entre les usages récréatifs, la biodiversité côtière et les mesures de gestion de zones côtières ?** Pour aborder cette question générale, le mémoire est scindé en 5 chapitres, chacun visant à caractériser les relations entre les composants du modèle DPSIR (Figure I-5). Chaque chapitre est présenté sous forme d'articles scientifiques: publié (chapitre 1), en révision (chapitre 2), en préparation (chapitre 3) et sous forme de prépublication (chapitres 4 et 5). Chaque chapitre comprend une introduction et une conclusion qui s'attacheront à situer les recherches par rapport i) au modèle DPSIR, ii) vis-à-vis de la gestion des usages dans les AMP et les zones côtières et iii) à la définition d'un modèle d'aide à la gestion présenté dans le chapitre 5.

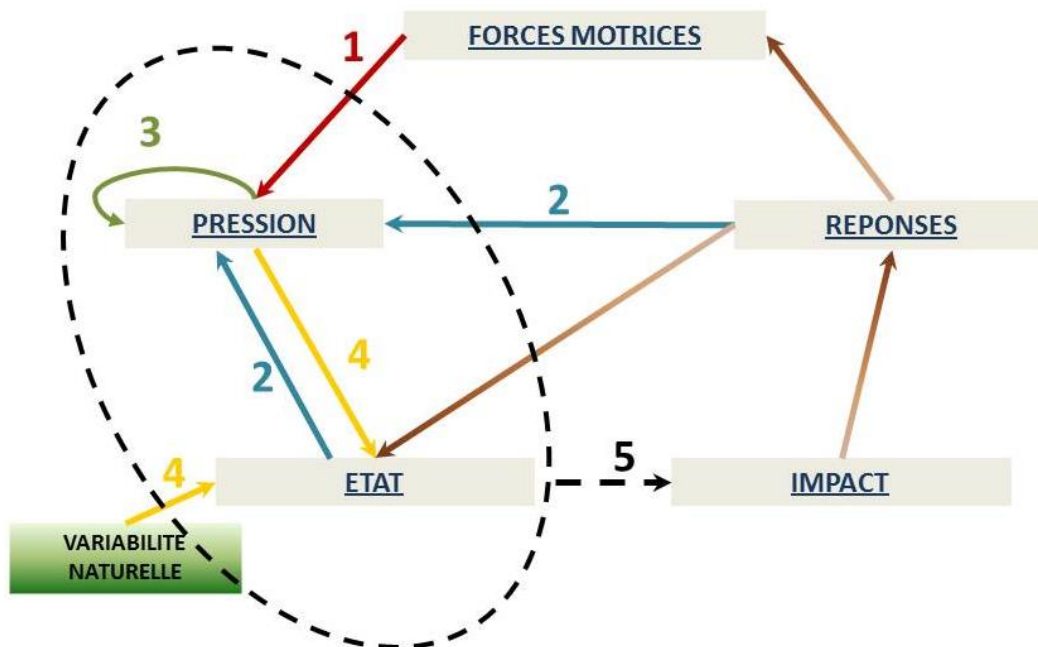


Figure I-5: Schéma présentant le positionnement des étapes de la recherche (chapitres 1 à 5) dans le modèle DPSIR

Le chapitre 1 traite de l'effet des forces motrices sur les pressions associées aux usages récréatifs. S'appuyant sur des données démographiques et de suivi de la fréquentation des usagers sur une période de dix ans, ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes : **Comment évolue la répartition spatiale et temporelle des usages dans un contexte d'augmentation de la démographie ? Quelle est la place des zones protégées dans l'utilisation de l'espace par les usagers récréatifs ? Quelles sont les conséquences de l'évolution des usages sur les pressions liées aux problématiques de mouillage ?** Pour répondre à ces questions, des données de comptage de bateaux sur une période de 8 ans sont analysées. Des modèles et des tests statistiques permettent d'estimer l'effet de facteurs spatiaux et temporels sur la fréquentation du lagon face aux Grand Nouméa.

Les chapitres 2 et 3 traitent des facteurs influençant la répartition spatiale des usagers. Tandis que le chapitre 2 s'intéresse principalement aux facteurs relatifs aux mesures de gestion et leurs effets attendus (à travers l'état écologique des sites) sur la répartition spatiale des usagers, le chapitre 3 se focalise sur l'effet de la fréquentation sur elle-même. Ces deux chapitres se rapportent tous deux à la question : **Quelle est la répartition des pressions associées aux usages récréatifs et quels sont les facteurs expliquant leur répartition spatiale ?** Ils ont été regroupés avec une introduction et une conclusion communes. Ces deux chapitres mobilisent des données de comptages de bateaux et d'usagers, ainsi que des questionnaires à questions fermées administrés aux usagers sur les îlots faisant face au Grand Nouméa. Ce questionnaire est présenté en annexe 2 de ce manuscrit. Ces deux sources de données sont analysées conjointement pour le calcul d'indicateurs de pression. Des modèles et des tests statistiques sont mis en œuvre pour évaluer l'effet de facteurs relatifs aux espaces récréatifs et aux usagers sur les pratiques de ces usagers et sur leur distribution spatiale.

Le chapitre 2 se base sur des données de suivis de la fréquentation et d'enquêtes réalisés auprès des usagers sur les îlots face à Nouméa. Par l'estimation de pressions associées aux usages récréatifs prenant explicitement en compte leurs pratiques, ainsi qu'en explorant les relations entre ces pratiques et les motivations des usagers à fréquenter un site en particulier, ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes : **Quelles sont les caractéristiques des sites qui expliquent la répartition spatiale des usagers ? Quelle est l'influence des mesures de gestion sur la répartition spatiale des usagers et leurs pratiques ? Quelles sont les relations entre le choix d'un site par les usagers et leurs pratiques ?**

Le chapitre 3 étudie l'effet du niveau de fréquentation sur la répartition spatiale des usagers. Il vise à estimer la capacité de charge sociale des îlots du Grand Nouméa à partir de données d'enquêtes auprès des usagers et de comptages du nombre de visiteurs et de bateaux sur et autour des îlots. Cette étude confronte les comptages à la perception des usagers vis-à-vis de la fréquentation du site. Ensuite, il s'agit d'intégrer ces différences de perception pour estimer la capacité de charge sociale d'un site. Les questions auxquelles on cherche à répondre sont les suivantes. **Quels sont les facteurs influençant la perception de la fréquentation par les usagers ? Quelle est l'influence de la fréquentation sur la répartition spatiale des usagers ? Comment estimer la capacité de charge sociale d'un espace récréatif naturel ?**

Le chapitre 4 traite de l'impact des pressions associées aux usages sur l'état des habitats et espèces marines, ainsi que sur les populations ornithologiques côtières. Cette étude se base sur les estimations de pression réalisées dans les chapitres 1 et 2, et pour les habitats et espèces marines, elle fait appel à des observations en vidéo sous-marine fortement répliquées sur une période de 7 ans. Pour les oiseaux, on dispose d'observations réalisées par les équipes en charge de la surveillance du lagon sur une période de 4 ans. Ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes : **Quelle est l'influence des usages récréatifs sur les habitats, la biodiversité et les ressources marines ? Quelle est l'influence de ces usages sur la structure des communautés d'espèces sous-marines ? Quel est l'effet des usages sur la répartition spatiale des oiseaux marins et côtiers ainsi que sur leurs sites de nidification ?** Pour répondre à ces questions, des données d'observation des habitats et espèces marines recueillies par des systèmes vidéo sont analysées pour estimer l'évolution de la biodiversité marine sur une période de 7 ans. Les relations entre les indicateurs de pressions calculés dans les chapitres 1 et 2 et les indicateurs de biodiversité sont étudiées à partir d'analyses statistiques exploratoires. Les relations entre la fréquentation des plaisanciers dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie et les populations d'oiseaux sur les îlots sont étudiées à partir d'une analyse cartographique descriptive.

Le chapitre 5 vise à capitaliser les connaissances acquises au cours des chapitres précédents dans un modèle qui intègre les processus et composants clés en lien avec les pressions liées aux usages récréatifs, leurs relations avec l'état écologique des zones côtières et avec les AMP. A partir de ce modèle, on s'applique à étudier les prédictions d'évolution de l'état écologique et des pressions sous les effets conjoints de perturbations d'origines anthropiques et/ou naturelles et de la mise en place de mesures de gestion. Il s'agit alors de répondre aux questions suivantes : **Dans ce système complexe et en interactions, quels sont les facteurs qui déterminent l'évolution de l'état écologique des zones côtières ? Quelles sont les stratégies de gestion à mettre en œuvre selon le scénario d'évolution des conditions environnementales et sociales des zones côtières ?** La méthode employée est la modélisation qualitative qui permet de prendre en compte des relations complexes entre les composants du système et d'étudier ainsi l'évolution du système en fonction de l'intensité des relations unissant les pressions et l'état écologique.

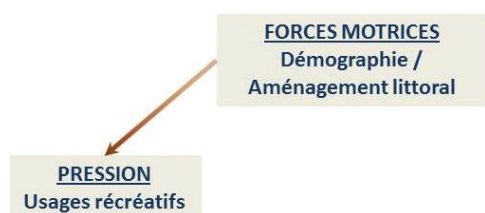
Enfin, une conclusion générale clôture ce travail de recherche. Cette conclusion présente une synthèse des principaux résultats et en dégage des perspectives en termes de recherche. Enfin, cette conclusion replace le cas de la gestion et du suivi des zones côtières de Nouvelle-Calédonie par rapport aux autres Etats insulaires de Pacifique sud.

II. Chapitre 1 : Le suivi des usages récréatifs côtiers



C. Gonson – Ifremer/WWF/DENV

Introduction



Le présent chapitre est basé sur un article apportant des connaissances originales sur la dynamique des pressions associées aux usages récréatifs pour un cas d'étude en milieu côtier. On s'intéresse donc ici à l'effet des forces motrices de la zone côtière récifale étudiée sur les pressions associées aux usages récréatifs, en particulier, la démographie et l'attractivité des activités récréatives de plein air. Ce chapitre s'attache dans un premier temps à évaluer l'évolution de la répartition spatiale et temporelle des usages dans un contexte d'augmentation de la démographie. Dans un deuxième temps, l'évolution de la distribution spatiale des usagers est évaluée selon le statut de protection. Ainsi, on estime d'une part l'importance relative des espaces protégés pour les usages récréatifs et d'autre part les pressions associées à ces usages qui s'y exercent. Pour effectuer ce travail, des données de suivi de la fréquentation sur une période de 10 ans ont été mobilisées dont certaines collectées dans le cadre de cette recherche.

L'introduction de l'article paru dans *Marine Pollution Bulletin* en 2016 (Gonson et al., 2016) présente la problématique et l'état de l'art sur le suivi des usages dans les zones côtières. Cependant, on peut rappeler que les données permettant de décrire les activités reliées aux usages récréatifs nautiques dans les espaces côtiers sont rares et ce d'autant plus pour des données spatialisées (Martin and Hall-Arber, 2008). Or de telles informations sont nécessaires pour une évaluation intégrée à l'échelle de ces espaces et indispensables pour calculer des indicateurs sur les pressions associées aux usages récréatifs. L'article de ce chapitre repose sur l'utilisation d'indicateurs obtenus à partir de suivis. De plus il est important de préciser ici qu'un travail conséquent, qui n'apparaît pas dans l'étude présentée mais dont on utilise les résultats, concerne les propriétés des indicateurs produits dont certains d'entre eux sont mobilisés dans cet article⁴. Ces travaux concernent la représentativité temporelle des données (Bazit, 2014), l'efficacité statistique des indicateurs (Jeandenans, 2015) et la faisabilité des protocoles de collecte à être mis en œuvre par les organismes en charge de la gestion des zones côtières concernées (Mortreux, 2013).

La pertinence d'un indicateur de suivi pour la gestion va directement dépendre de la stratégie et des objectifs de gestion des espaces considérés. Dans le cas où la protection de l'environnement naturel est un objectif de gestion et que les moyens pour y parvenir comportent la régulation des usages qui s'exercent dans les espaces concernés, estimer les pressions associées à ces usages est essentiel. Dans le cas d'espaces accueillant des usagers récréatifs, connaître leur répartition temporelle et spatiale à des échelles compatibles avec la répartition des espèces et habitats, notamment leurs activités et type de mouillage (i.e. Ancrage), est nécessaire pour évaluer l'état écologique de ces espaces de manière intégrée. Néanmoins, ces indicateurs ne sont pertinents que si la conservation des écosystèmes et/ou le maintien d'usages durables sont des buts de gestion.

⁴ Ces travaux ont été réalisés dans le cadre du projet de recherche aire marine protégées, patrimoine mondial et biodiversité (AMBIO, 2012-2016) dans lequel s'intègre cette étude et qui a été porté par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer)

Article 1: Decadal increase in the number of recreational users is concentrated in no-take marine reserves

Marine pollution bulletin (accepté le 8 avril 2016)

Charles Gonson^{a,b,*}, Dominique Pelletier^{a,c}, Elodie Gamp^d, Bastien Preuss^e, Isabelle Jollit^f, Jocelyne Ferraris^b

^a IFREMER, UR Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable en Nouvelle Calédonie (LEAD-NC), 101 promenade Roger Laroque, BP 2059, 98846 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie

^b IRD, UMR ENTROPIE, Université de Perpignan Via Domitia, 52 Avenue Paul Alduy, 66860, Perpignan, Cedex 9, France

^c Laboratoire d'Excellence LABEX Corail, <http://www.labex-corail.fr>

^d Agence des Aires Marines Protégées, 16 quai de la douane, BP 42932, 29229 Brest Cedex 2, France.

^e Squalo, 22 rue Gabriel Laroque, 98800 Nouméa, New Caledonia

^f BP 16856, 98804 Nouméa Cedex

* auteur correspondant: Charles Gonson, Email: Charles.gonson@ifremer.fr

Numéro de téléphone: +687 292551

Abstract

In coastal areas, demographic increase is likely to result in greater numbers of recreational users, with potential consequences on marine biodiversity. These effects may also occur within Marine Protected Areas (MPAs), which are popular with recreational users. Our analysis builds on data collected over a ten-year period during three year-round surveys to appraise changes in recreational boating activities in coral ecosystems. Results show that the number of boaters has greatly increased, particularly so within MPAs during weekends and the warm season, when peaks in boat numbers have become more frequent. We also observed that the number of anchored boats has increased over the period. These changes may be resulting in biophysical impacts that could be detrimental to conservation objectives in MPAs. This steady increase over time may cause changes in the spatial and temporal distribution of users and in their practices, thus highlighting the importance of monitoring recreational activities.

Key words

Recreational uses, MPA, coral reef ecosystem, spatio-temporal pattern, New Caledonia, mooring practices



Introduction

In recent decades, coastal areas have been facing a substantial increase in both demography (Vallega, 2001; Duedall and Maul, 2005) and touristic development (Davenport and Davenport, 2006). As a consequence, recreational uses have increased and diversified (Chaboud et al., 2004; Widmer and Underwood, 2004; Monz et al., 2010). In particular, leisure transport has increased in a non-linear fashion with considerable impact on the coastal environment (Davenport and Davenport, 2006). Recreational uses are of importance in coastal areas (Kenchington, 1990), as has been shown for various regions of the world such as the Great Barrier Reef (Kenchington, 1993), Sydney harbor in Australia (Widmer and Underwood, 2004), Narragansett Bay in Rhode Island, USA (Dalton et al., 2010) and in Majorca, Spain (Balaguer et al., 2011).

Marine Protected Areas (MPAs) are now a central tool for ecosystem-based management of coastal and marine areas (Agardy, 2000; Browman and Stergiou, 2004). Their number and area is increasing worldwide (Wood et al., 2008; De Santo, 2013) in order to meet the international targets set by the World Summit on Sustainable Development (WSSD, <http://www.un.org>) and the United Nations Convention on Biological Diversity (CBD, <https://www.cbd.int/web/default.shtml>). MPAs may have a positive effect on visitor numbers, with subsequent benefits for the local economy (Alban et al., 2006). This increase may in turn support their existence or establishment despite their cost (Balmford et al., 2004). Recreational non-extractive users (i.e. excluding any kind of fishing) are generally authorized within MPA boundaries (Shivlani and Suman, 2000; Smallwood et al., 2012a). It may therefore be hypothesized that in coastal areas the proportion of such users will increase as more MPAs are established, which in turn may become a concern for the attainment of MPA management goals. Many studies have demonstrated that recreational non-extractive activities result in specific disturbances to and impacts on habitats and species, depending on user numbers and practices. For instance, anchoring has been shown to impact the composition and cover of marine biotic habitats (Walker et al., 1989; Glynn, 1994; Backhurst and Cole, 2000; Milazzo et al., 2002; Milazzo et al., 2004; Saphier and Hoffman, 2005; Davenport and Davenport, 2006; Lloret et al., 2008; Maynard et al., 2010). Trampling by recreational users in very shallow water (Leujak and Ormond, 2008) has similar impacts on habitats (Kay and Liddle, 1989; Neil, 1990; Rodgers and Cox, 2003; Juhasz et al., 2010) and on macro-invertebrates (Brown and Taylor, 1999; Casu et al., 2006). Boat traffic emerges as a source of disturbance for fish (Codarin et al., 2009; Slabbekoorn et al., 2010; Whitfield and Becker, 2014) and mammals (Bejder et al., 2006; Hodgson and Marsh, 2007; Rako et al., 2013; Merchant et al., 2014).

As well as conservation objectives, MPAs frequently seek to achieve socio-economic management goals (Claudet and Pelletier, 2004; Pomeroy et al., 2005; Pelletier, 2011), including the maintenance of sustainable uses. However, local density of boats has been shown to negatively affect boaters' satisfaction and their perception of safety levels (Ashton and Chubb, 1972). High local density of boats also increases the likelihood of conflicts between recreational boaters, especially near large metropolitan areas (Heatwole and West, 1982). Boat density, however, is not the only identified cause of such conflicts. Specific recreational craft such as jet-skis are associated with disturbance and give rise to conflict among users, even though relatively few people use them (Widmer and Underwood, 2004).

The number of recreational users has been identified as the main information on uses required for protected area management (Griffin et al., 2010). However, although this overall number is informative, it reflects neither the spatial and temporal distribution of users nor the variety of activities practiced (Gray et al., 2010). Such information is necessary for design and site selection of MPAs (Parnell et al., 2010), for assessing human impacts on biodiversity (Chabanet et al., 2005) and MPA

efficiency (Pelletier et al., 2005), and consequently for adapting management strategies to mitigate these impacts (Davenport and Davenport, 2006; Lloret et al., 2008).

The lack of spatial data on recreational uses in the marine environment was previously reported (e.g. St. Martin and Hall-Arber, 2008) and accounted for by the logistics needed to survey dynamic and ephemeral activities in often extensive coastal and marine areas (Smallwood et al., 2011). However, in recent years several studies have assessed spatial patterns in recreational uses from field data (see references below). They show that the spatial distribution of boaters depends on factors such as habitat type, adjacent land tenure, MPA setting, boat type (Sidman and Fik, 2005; Dalton et al., 2010; Smallwood et al., 2011), and activity (Shivlani and Suman, 2000; Smallwood et al., 2012b). To our knowledge, there is no study documenting the inter-annual evolution of such spatial patterns, although it might be expected that the increase and diversification of recreational activities are likely to affect the spatial distribution of users.

Like spatial patterns, the short-term temporal distribution of recreational users depends on boat type and activity (Smallwood et al., 2011). A number of studies show that several factors significantly influence the number and spatial distribution of boats, including season, day type and weather conditions (Kuentzel and Heberlein, 1992; Smallwood et al., 2012a; Smallwood et al., 2012b; Smallwood, 2011; Martin and Hall-Arber, 2008; Gray et al., 2010; Dalton et al., 2010; Widmer and Underwood, 2004; Balaguer et al., 2011; Navarro-Jurado et al., 2013). These studies show that more boats are observed at weekends and on bank holidays (e.g. National Day), during summer months and when the weather is sunny (Widmer and Underwood, 2004; Smallwood and Beckley, 2008; Dalton et al., 2010; Smallwood et al., 2011). All together these factors were found to partly explain intra-annual variations of recreational use. But there is no study about possible changes in the relative importance of these factors over years. Such information would certainly help to anticipate expected user pressures and adapt management strategies accordingly, in order to i) mitigate the consequences of high use level on biodiversity and ii) maintain user satisfaction and safety (Davenport and Davenport, 2006). In particular, crowding – defined here as extreme values (peaks) in user numbers – is likely to cause the displacement of users and thus influence their distribution at several spatial scales. We could find no published study addressing the evolution either of peak event frequency or of their magnitude.

This paper aims to assess spatial and temporal patterns of recreational users over a decade in a coastal area that has been subject to a marked demographic increase over the same period. This area is located in a coral reef ecosystem and encompasses several no-take reserves where boat access is permitted. We first studied changes in the distribution of users inside and outside these reserves, both overall and per boat type. In a second stage, we examined the influence of short-term temporal factors, such as season and day type (weekday versus weekend) on mean boat numbers and on the occurrence of peak numbers. Lastly, we investigated changes in mooring use as a consequence of increasing numbers of recreational boaters.

2 Materials and methods

2.1 Study site

New Caledonia is located in the South Pacific approximately 1500 km north-east of Australia. The New Caledonian lagoon has an exceptionally high diversity of habitat (Andrefouët and Torres-Pulliza, 2004), fish (Chabanet et al., 2010), and emblematic species such as turtles and dugongs. Eighty percent of the lagoon surface area was inscribed on the World Heritage list in 2008 (David et al.,

2010). Most of the population lives in the Noumea area, which encompasses the cities of Noumea, Païta, Dumbea and Mont-Dore (Figure II-1) with around 180,000 people in 2014, according to the latest demographic census taken in 2014 (ISEE, 2014) (Figure II-2). The population of Dumbea and Païta increased at a rate of 5% per year between 2004 and 2014, twice the increase rate of Noumea city and of New Caledonia as a whole. This study focuses on the islets and reefs in the lagoon facing the Noumea area.

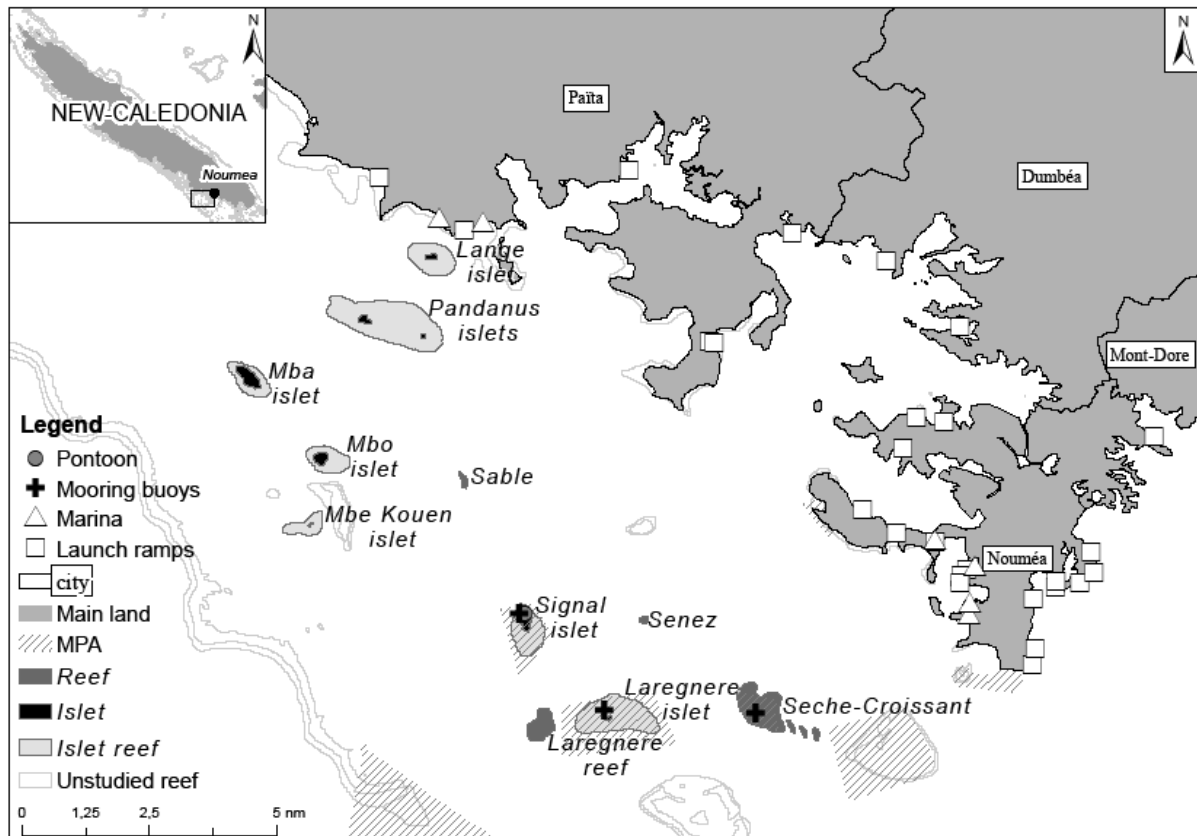


Figure II-1 : Map of the lagoon, islets and reefs facing Noumea, Dumbea and Païta. Reefs and islets named and filled in grey are sites included in this study.

Boating is a highly popular recreational activity in New Caledonia: in 2014, 8% of Noumea area inhabitants owned a boat, as against 6.4% in 2004 (Fisheries Office of the New Caledonian Government, unpublished data. Figure II-2). There are numerous boating amenities (mainly launch rAMP) in the Noumea area. In the last decade, the number of registered recreational boats in the Noumea area increased to more than 14,100 in 2013, of which 38% were motorboats, 8% jet-skis, 8% sailboats and 46% other types of boat according to official data from the New Caledonian government. This sharp increase in boat numbers has become a concern for environmental management and especially for lagoon management.

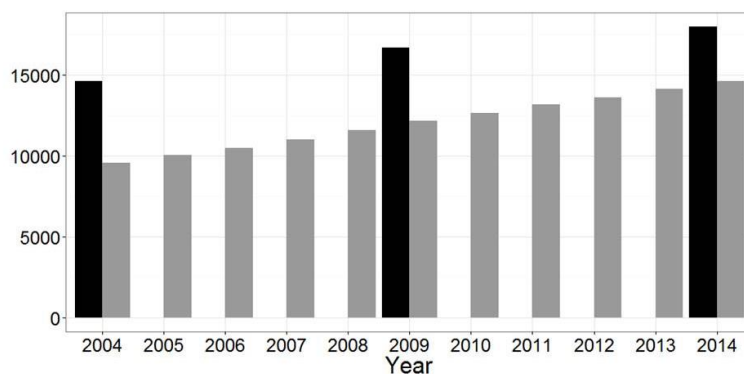


Figure II-2: Number of inhabitants per year in Noumea and nearby cities (in numbers/10. black bars) and number of registered boats (grey bars) between 2004 and 2014 (ISEE, 2014).

Among the many reefs and islets in the study area (Figure II-1), we selected eleven sites (seven islets and three reefs), located within 10 nautical miles from the Noumea area, all of which are popular destinations for recreational boaters. The selected sites include two no-take MPA islets and one no-take MPA reef, where all extractive activities (fishing and shell collection) are banned, but entry is not restricted. Inside these MPAs, thirty-eight permanent moorings were installed before 2012 and four more since then. The two protected islets have a number of amenities, such as shelters, barbecue sites, a pontoon, a botanic path, information signs and dry toilets (installed between 2010 and 2013). The three MPAs are among the closest sites to Noumea city, where the majority of launch rAMP and marinas are located.

2.2 Data collection

For this study, we used count data of recreational boats recorded over three year-round periods of time, in 2005/2006, 2008/2009 and 2013/2014. Field trip planning was temporally stratified per day type (weekday and weekend) and season (cold and warm season) (Tableau II-1). The cold season lasts from May to October and the warm season from November to April. Forty-three aerial trips were undertaken from March 2005 to February 2006 (Jollit, 2010), 45 boat trips from March 2008 to February 2009 (Preuss, 2012), and 30 aerial and boat trips from March 2013 to February 2014.

Tableau II-1: Number of day trips per year, season and day type.

| Year | Warm season | | Cool season | | Total |
|------|-------------|---------|-------------|---------|-------|
| | Weekend day | Weekday | Weekend day | Weekday | |
| 2005 | 12 | 12 | 11 | 8 | 43 |
| 2008 | 12 | 9 | 18 | 6 | 45 |
| 2013 | 6 | 7 | 10 | 7 | 30 |

Each site was observed at a close distance to ensure the identification of boat type and mooring type for each boat. The duration of a trip was around one hour for an aerial survey and two to three hours for a survey by boat. In 2013, six paired aerial and boat-based trips were conducted to investigate the consistency of the data collected from the two methods. Results of Wilcoxon tests indicated no significant difference in the overall number of boat counts between aerial and boat-based surveys at 5% error rate. This was also the case for boat counts per boat type and per mooring type.

Day trips took place between 8 am and 4 pm. All day trips in 2005 were conducted before noon. A Mann-Wittney test conducted on 2008/2009 and 2013/2014 data indicated no significant difference in boat numbers between morning and afternoon at 5% error rate.

At each site, observers counted boats and recorded boat type and mooring type, except in 2005, when mooring type was not recorded. Although fishers were also recorded, we focused here on non-extractive activities, as we were mainly interested in no-take MPAs. Boat type included sailboat, motorboat, dinghy and jet-ski. Compared to motorboats, dinghies were smaller than 5 meters and the pilot was situated at the rear of the boat with the helm of the motor. Mooring types included: 1) anchored boat; 2) beached (only occurs on islets); 3) boat on a permanent mooring (only at MPA sites (Figure II-1)) boat at a pontoon (only at Signal islet).

During each trip, information on weather conditions was recorded: 1) qualitative scoring of weather (sunny and cloudy/rainy); 2) wind direction and 3) wind strength (Tableau II-2).

Tableau II-2: Number of sampling day trips per category of weather-related variables.

| Variables | Categories | Number of trips |
|------------------|-------------------|------------------------|
| Weather score | Sunny | 82 |
| | Cloudy or rainy | 36 |
| Wind speed | >10 knots | 94 |
| | <10 knots | 24 |
| Wind direction | SSW to ENE | 81 |
| | SW to NE | 37 |

2.3 Data analysis

2.3.1 Boat numbers: estimates and spatial distribution

Spatial distribution of recreational boats is known to depend on several factors including boater activity, boat type, weather, location of boating facilities, geographic factors or a combination of the above (Widmer and Underwood, 2003; Dalton et al., 2010; Gray et al., 2011). In the present analysis we considered four types of site according to reef type (islet or reef) and protection status (inside or outside MPA), and we computed boat numbers for each combination of these, both per boat type and for all boat types combined.

The sampling design was stratified with four temporal strata corresponding to a combination of 2 day types (weekday and weekend) and 2 seasons (cold and warm). Following simple random sampling within each stratum, the mean number of boats and associated variance were computed per site type for each stratum:

$$\left\{ \begin{array}{l} \bar{N}_{st} = \frac{\sum_{i=1}^{d_t} n_{ist}}{d_t} \\ \hat{V}(\bar{N}_{st}) = \left(\frac{1}{d_t(d_t-1)} \left(1 - \frac{d_t}{D_t} \right) \right) \times \sum_{i=1}^{d_t} (n_{ist} - \bar{N}_{st})^2 \end{array} \right. \quad (1)$$

where n_{ist} denotes the number of boats observed at site type s , during day trip i , for temporal stratum t , d_t is the number of day trips in stratum t , and D_t is the number of existing days in stratum t (i.e. stratum size).

The mean number of boats per day trip at site type s and associated variance were derived from (1) by averaging over strata:

$$\left\{ \begin{array}{l} \bar{N}_s = \frac{\sum_{t=1}^4 D_t}{\sum_{t=1}^4 D_t} \times \bar{N}_{st} \\ \hat{V}(\bar{N}_s) = \sum_{t=1}^4 \left(\frac{D_t}{\sum_{t=1}^4 D_t} \right)^2 \hat{V}(\bar{N}_{st}), \end{array} \right. \quad (2)$$

In addition to boat numbers, boat densities were computed from mooring areas (in km²) based on the envelope of the area where boats were moored in 2013. The envelope was determined using Geographical Information System Software (ArcGIS 10.2®).

A peak in boat numbers is defined here as an exceptionally high count value compared to the average count. It may be defined at several spatial and temporal scales. We could find no published definition of a peak. A boat count peak was thus defined here as the 90% percentile of the distribution of boat numbers observed per day trip. Two periods of time were considered for determining percentiles: 1) each surveyed year and 2) all surveyed years. The first definition allowed us to identify, within each year, the conditions that significantly explained peaks, while the second enabled us to determine whether the occurrence of peaks changed from year to year.

The total number of visitors was identified by Griffin et al., (2010) as the major piece of information required for managing use pressures. In the present study we considered the number of boats per boat type and overall as well as the occurrence of boat count peak, and we counted the number of boats per mooring type.

2.3.2 Weather description

A typology of the weather conditions encountered during the 118 sampling day trips was obtained by performing a Multiple Correspondence Analysis (MCA) followed by a Hierarchical Ascending Clustering (HAC) based on Ward's agglomerative criterion. The typology relies on three qualitative variables: weather perception, wind speed and wind direction (Tableau II-2Tableau II-2: Number of sampling day trips per category of weather-related variables.). The number of clusters was determined based on the highest jump of variance of the HAC.

2.3.3 Statistical analysis

The influence of temporal factors on each metric calculated from boat activity was investigated using Generalized Linear Models (GLM) (Tableau II-3). Weather typology was included in each model instead of the three qualitative variables (see § 2.3.2 above). A negative binomial distribution was considered for modeling boat counts and a binomial distribution for the occurrence of boat count peaks.

Tableau II-3: Metrics, data distribution and explanatory factors included in each model.

| Metrics | GLM distribution | Factors in complete model | Obs. Nb. |
|---|-------------------------|---|-------------------|
| Number of boats per day trip per boat type | Negative binomial | day type / weather / season / year / year x day type / year x season | 118 per boat type |
| Odd of peak count in 2005 | | | 43 |
| Odd of peak count in 2008 | | day type / weather / season | 45 |
| Odd of peak count in 2013 | Binomial | | 30 |
| Odd of boat peak count all years | | day type / weather / season / year / year x day type / year x season | 118 |
| Number of boats per mooring type per day trip | Negative binomial | day type / weather / season / year / mooring type / year x day type / year x season / year x mooring type | 75 |

For each metric, model selection was based on the likelihood ratio test (Venables and Ripley 2003), including only factors significant at a 5% confidence level. Each model was validated through a goodness-of-fit test and by examining the distribution of the model's residuals and their independence with respect to factors included in the model (Faraway, 2006).

For all selected models except number per mooring type (Tableau II-3), the deviance explained by each factor was computed in order to identify the main factors influencing correspondent metrics in models.

For factors with more than two levels (year, weather and mooring type) displaying and a significant effect, multiple comparisons based on Tukey's Honest Significant Difference method (Tukey, 1977) were carried out to identify significantly different effects (at a 5% confidence level).

In the final step, we further examined the selection of mooring type (anchored, beached, permanent mooring and pontoon) as a function of boat type. This was possible in 2008 and 2013, for which mooring type was recorded for the boats observed. Associations between mooring type and boat type were shown through MCA. Site types were added as illustrative variables based on their relationship with the mooring type.

3 Results

3.1 Inter-annual changes in spatial distribution of boat numbers and density

The number of boats at islets dramatically increased over the decade, both inside or outside MPAs (Figure II-3 . Number (left) and density (nb/km²) (right) of boats on reefs and islets as a function of year and protection status (inside MPA (grey) and outside MPA (white)). Bold bars indicate median value, limits of boxes indicates the first and third quartiles and tips of vertical bars correspond to the first and ninth deciles. and Table 1.4). Mean numbers were higher inside MPA islets over the period as a whole, and between 2005 and 2013 their increase was 197% inside and 338% outside MPAs (Table 1.4).

The number of boats clearly emerged as higher at islets than at reefs, and higher inside than outside MPAs (Figure II-3). At islets, the ratio of the mean number of boats inside MPAs to outside MPAs was 2.5 in 2005, 1.3 in 2008 and 1.7 in 2013 (Table 1.4). In the case of reefs, differences were more striking, with a maximum of 8 times more boats inside MPAs than outside MPAs in 2013. These differences were even more marked in the case of boat density (Figure II-3).

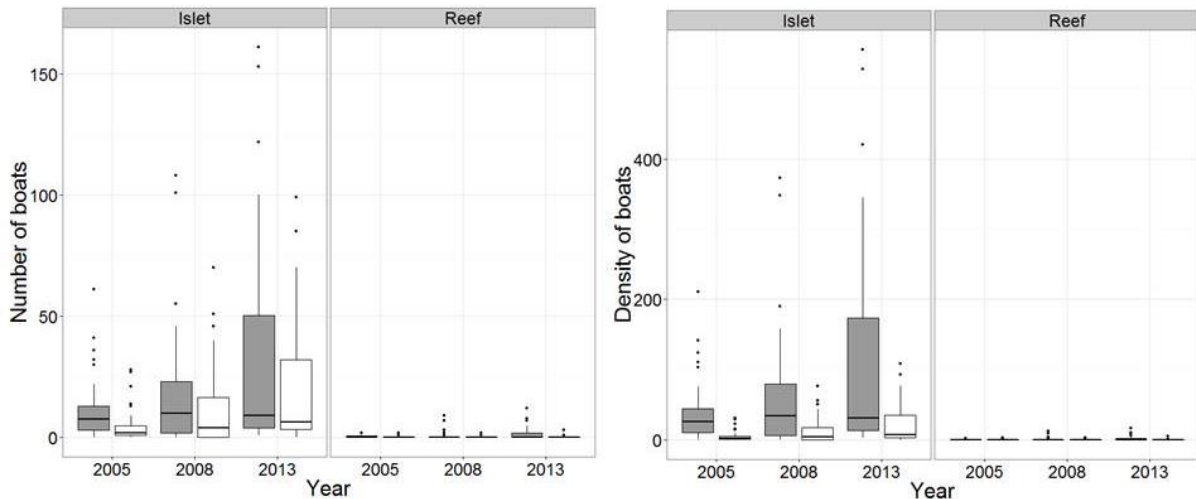


Figure II-3 . Number (left) and density (nb/km²) (right) of boats on reefs and islets as a function of year and protection status (inside MPA (grey) and outside MPA (white)). Bold bars indicate median value, limits of boxes indicates the first and third quartiles and tips of vertical bars correspond to the first and ninth deciles.

For all years, motorboats were the main boat type observed at each site type. Indeed, except around reefs inside MPAs in 2008, where sailboats represented 60% of boat type, the proportion of observed motorboats for a given site type and year lay between 40% and 70% (Tableau II-4). For each boat type, numbers were higher around islets and inside MPAs, with at least 60% observed around islets inside MPAs each year. The reverse was the case for dinghies, which were more numerous outside than inside MPA islets in 2008 and 2013. In addition, the proportion of dinghies increased more at islets outside MPAs (from 11% in 2005 to 22% in 2013) than at islets inside MPAs (from 7% in 2005 to 11% in 2013).

Over the course of specific years, boat numbers were also found to be more variable across trips (Figure II-3). Factors explaining this variability were investigated through GLM (see § 3.3 below).

Tableau II-4: Mean number (\pm variance) of boats per year, site type for all boat types and per boat type.

| | | <u>Islets</u> | | <u>Reefs</u> | |
|------------|------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------------|
| | | <u>Inside MPA</u> | <u>Outside MPA</u> | <u>Inside MPA</u> | <u>Outside MPA</u> |
| Overall | 2005 | 8.29 \pm 1.25 | 3.38 \pm 0.38 | 0.34 \pm 0.01 | 0.24 \pm 0.01 |
| | 2008 | 11.02 \pm 3.36 | 8.75 \pm 3.25 | 0.44 \pm 0.02 | 0.15 \pm 0 |
| | 2013 | 24.65 \pm 13.51 | 14.81 \pm 5.09 | 1.40 \pm 0.12 | 0.18 \pm 0.01 |
| Jet-ski | 2005 | 0.75 \pm 0.08 | 0.04 \pm 0 | 0 \pm 0 | 0 \pm 0 |
| | 2008 | 0.46 \pm 0.02 | 0.42 \pm 0.01 | 0.01 \pm 0 | 0 \pm 0 |
| | 2013 | 1.97 \pm 0.22 | 0.55 \pm 0.03 | 0.05 \pm 0 | 0 \pm 0 |
| Motor boat | 2005 | 4.01 \pm 0.39 | 2.14 \pm 0.16 | 0.27 \pm 0.01 | 0.19 \pm 0 |
| | 2008 | 5.36 \pm 1.02 | 3.99 \pm 0.71 | 0.16 \pm 0 | 0.05 \pm 0 |
| | 2013 | 13.98 \pm 6.19 | 8.13 \pm 2.36 | 0.76 \pm 0.05 | 0.172 \pm 0.01 |
| Dinghy | 2005 | 0.61 \pm 0.03 | 0.38 \pm 0.01 | 0.03 \pm 0 | 0.04 \pm 0 |
| | 2008 | 1.22 \pm 0.10 | 2.90 \pm 0.49 | 0.06 \pm 0 | 0.06 \pm 0 |
| | 2013 | 2.76 \pm 0.35 | 3.38 \pm 0.21 | 0.03 \pm 0 | 0 \pm 0 |
| Sail boat | 2005 | 2.91 \pm 0.25 | 0.81 \pm 0.05 | 0.04 \pm 0 | 0.01 \pm 0 |
| | 2008 | 3.98 \pm 0.4 | 1.44 \pm 0.12 | 0.21 \pm 0.01 | 0.04 \pm 0 |
| | 2013 | 5.94 \pm 0.59 | 2.76 \pm 0.13 | 0.55 \pm 0.03 | 0.06 \pm 0 |

3.2 Weather typology

The first two axes of the MCA explained 74 percent of the inertia of the dataset. The first factorial axis was mostly correlated with weather score, while the second axis was correlated with wind speed and direction. The HAC conducted on the factorial coordinates resulting from the MCA (with 2 factorial axes) generated three clusters that explain 44% of the overall variance dataset. These three clusters were described as follows: 1) sunny days with south-easterly winds of speed less than 10 knots (49 trips); 2) days with wind direction other than south-east, and cloudy days with south-easterly wind speed less than 10 knots (52 trips); and 3) days with south-easterly wind speed higher than 10 knots (17 trips).

3.3 The influence of temporal factors on boat numbers

All models considered (Tableau II-3) were validated and significantly explained the data (Tableau II-5). The models respectively explained 59% of the deviance for overall boat numbers, 52% for both motorboats and dinghies, 39% for sailboats, and 34% for jet-skis (Tableau II-5). Day type, weather and season explained a large part of deviance in all models (Table 1.5). In addition, inter-annual variations were significant for all boat types (except sailboats) and overall (Tableau II-5 and Tableau II-6). Boat numbers were found to significantly increase with the year (Table 6). The increase in the overall boat number was not constant over the period: 40% per year between 2005 and 2008, versus 19% per year between 2008 and 2013.

Tableau II-5: Proportion of deviance explained by each temporal factor or interaction of factors (rows) found to significantly influence boat numbers (overall or per boat type, column). The number of observations for each model was 118.

| Factors | Sailing boat | Motor boat | Dinghy | Jet-ski | overall |
|--|--------------|------------|-----------|-----------|---------|
| Day type | 37.7 | 28 | 11.3 | 9.5 | 31.3 |
| Weather | <i>ns</i> | 4.8 | 9.6 | <i>ns</i> | 3.8 |
| Season | 3.2 | 3.6 | <i>ns</i> | 8 | 2.4 |
| Year | 5.8 | 6.9 | 18.3 | 6.9 | 7.9 |
| Year x Day type | <i>ns</i> | 3.2 | 9.6 | 10.1 | 3.8 |
| Year x Season | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | 2.7 |
| Deviance explained by model (%) | 39 | 52 | 52 | 34 | 59 |

Increases in boat numbers were found to depend on day type (for all boat types except sailboats) and season (only for overall boat numbers) as shown by significant effects of interaction between year and day type, and year and season. Hence, boat numbers particularly increased over the years at weekends (Figure II-4): between 2005 and 2013, the overall boat number increased threefold at weekends and by 22% during weekdays.

The significant interaction of year and season for overall boat numbers (Tableau II-5) corresponded to a larger increase during the warm season than during the cold season (Tableau II-6): between 2005 and 2013, the overall boat number increased by 400% during the warm season and by only 136% during the cold season. This means that differences in boat numbers between weekdays and weekends on the one hand, and between the warm season and the cold season on the other, have become much larger in the course of the decade. As a consequence, exceptionally high boat numbers are likely to be more frequent (see § 3.4).

Tableau II-6: Effects of explanatory factors on the mean number of boats per boat type (***: 0.1% significance level, **: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, ns: non-significant). The metric decreases (↓) or increases (↑) with corresponding category relative to the reference category (zero effect). For example, downward arrows for day type or season indicate respectively a decrease of the number of boats during week days relative to weekend days and warm season relative to cold season.

| Effects | Sailing boat | Motor boat | Dinghy | Jet-ski | overall |
|---|---------------------|-------------------|---------------|----------------|----------------|
| Direction of effect (significance level) | | | | | |
| Year (2008) | ↑ | ↑ | ↑ (***) | ↑ | ↑ |
| Year (2013) | ↑ (***) | ↑ (***) | ↑ (***) | ↑ (***) | ↑ (***) |
| Day type (Week day) | ↓ (***) | ↓ (***) | ↑ | ↓ | ↓ (***) |
| Weather (Cloudy or unusual wind direction) | ns | ↑ | ↑ | ns | ↑ |
| Weather (Sunny with low speed wind) | ns | ↑ (**) | ↑ (***) | ns | ↑ (**) |
| Season (Warm) | ↑ (*) | ↑ (**) | ns | ↑ (**) | ↓ |
| Year (2008) x day type (Week day) | ns | ↓ | ↓ (**) | ↓ (.) | ↓ |
| Year (2013) x day type (Week day) | ns | ↑ (**) | ↓ (***) | ↓ (***) | ↓ (***) |
| Year (2008) x Season (Warm) | ns | ns | ns | ns | ↑ (**) |
| Year (2013) x Season (Warm) | ns | ns | ns | ns | ↑ |
| Intercept | (***) | (***) | (*) | (*) | (***) |
| Deviance explained by the model (%) | 39 | 52 | 52 | 34 | 59 |

These changes are not identical for all boat types. Between 2005 and 2013, the mean number of boats increased by 20% for sailboats, 29% for motorboats, 48% for jet-skis and 95% for dinghies. As well as the increase in boat numbers, there was thus a change in the proportion of each boat type, with relatively more dinghies and jet-skis in 2013 than in 2005. While day type, weather and season displayed a significant effect on overall boat numbers, the effect of weather was significant only for motorboats and dinghies, while the effect of season was significant for all boat types except dinghies (Tableau II-5). On the other hand, the number of boats differed according to day type for all boat types. Again, the significance of interactions between intra-annual temporal factors and the year factor also depended on boat type. For sailboats and motorboats, day type significantly influenced boat numbers in all years, but this difference has been significant for dinghies only since 2008, and for jet-skis since 2013 (Figure II-4).

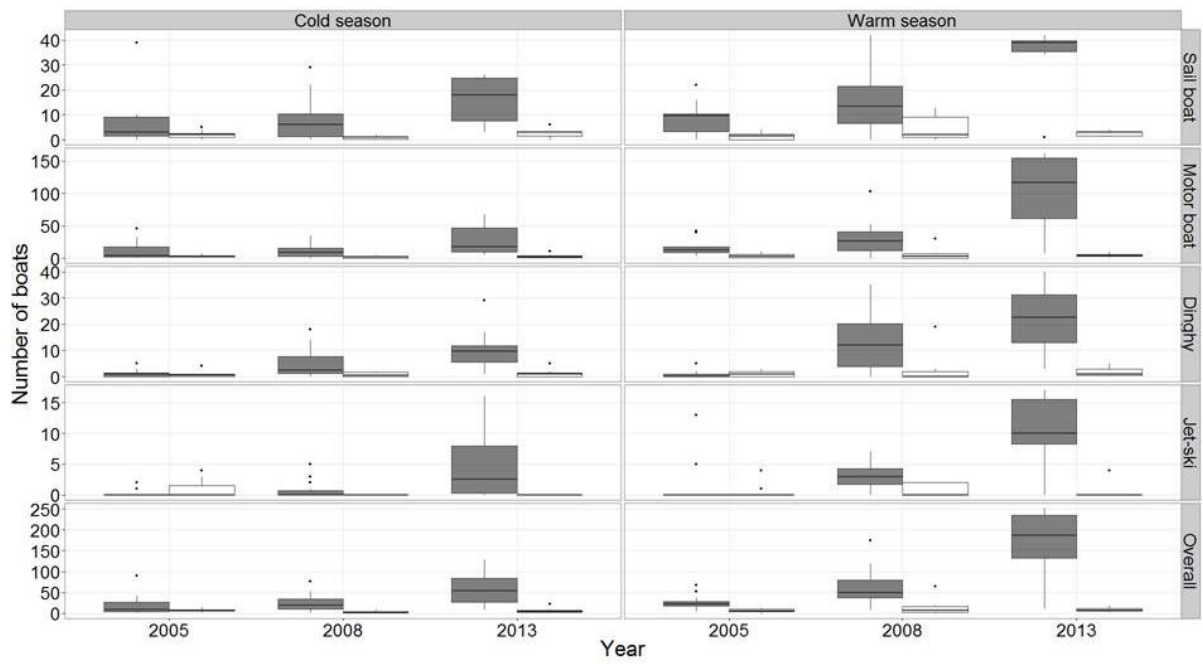


Figure II-4. Number of boats per boat type and overall boat types, per season and per year for weekend days (grey) and weekdays (white). Bold bars indicate median value, limits of boxes first and third quartiles and vertical bars first and ninth deciles.

3.4 Presence of boats in MPAs and occurrence of peaks in boat numbers

On average, the majority of boats were observed inside MPAs (61%), but this varied somewhat from one trip to another (overall standard error, 26.6) (Figure II-5).

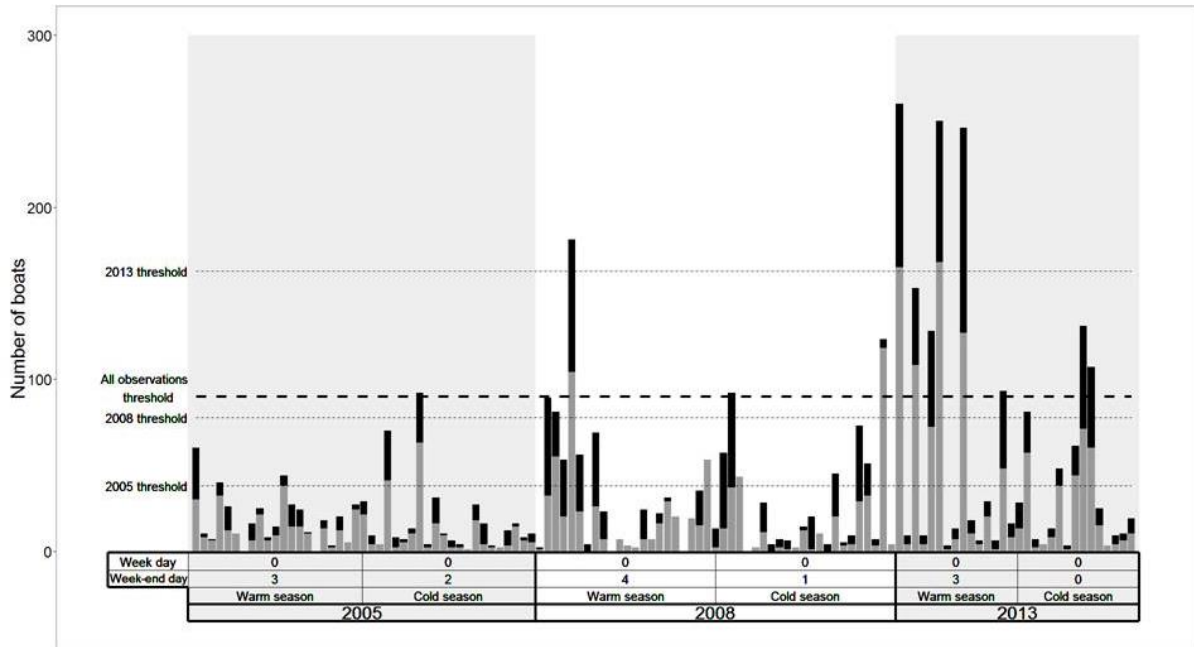


Figure II-5. Overall number of boats per day trip as function of time. Stacked bars represent the number of boats per day trip inside MPAs (grey) and outside MPAs (black). The table below the plot reports for each year the number of peak days per day type and season based on the corresponding threshold: year-specific (dotted lines) and based on all observations (dashed line).

Over the entire period, the 90% percentile was 89 boats observed per trip, but year-specific counterparts were found to strikingly increase over the three years, with 90% percentiles corresponding to 38, 77 and 162 boats observed per trip in 2005, 2008 and 2013, respectively, thereby indicating the occurrence of larger concentrations of boats with the passage of time.

The probability of occurrence of peak days, i.e. days where the number of boats observed exceeded the 90% percentile, was significantly explained by temporal factors (Tableau II-7). In this model, the proportion of deviance explained ranged from 22% in year 2005 to a maximum of 57% in 2013.

Tableau II-7: Relative proportion of deviance explained on the probability of the occurrence of peaks by each temporal factor and the model for each year and overall observations.

| Parameters | Occurrence probability of peaks for | | | |
|---------------------------------|-------------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | 2005 | 2008 | 2013 | all obs. |
| Day type | 22 | 13 | 29 | 21 |
| Weather | <i>ns</i> | 21 | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Season | <i>ns</i> | <i>ns</i> | 37 | <i>ns</i> |
| Year | <i>Terms not included in model</i> | | | 18 |
| Year x Day type | | | | <i>ns</i> |
| Observation number | 43 | 45 | 30 | 118 |
| Deviance explained by model (%) | 22 | 35 | 57 | 36 |

Not surprisingly, the probability of peak occurrence was significantly influenced by day type in each year and overall years, with a much higher probability during weekends (Tableau II-8). The year effect was significant (Tableau II-7), with a strong increase in peak occurrence over the decade (Table 1.8), leading to a majority (75%) of trips with more than 89 boats in 2013 (Figure II-5). Yet over the entire period, day type explains more deviance than the year (21% versus 18%). This pattern was consistent over the three years (non-significant interaction between year and day type).

Tableau II-8: Key variables affecting the occurrence probability of peak boat numbers (**: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, ns: non-significant). The metric decrease (↓) or increase (↑) with corresponding category relative to intercept. For example, downward arrows for day type or season indicate respectively a decrease of the peak boat number during weekdays compared to weekend days and warm season compared to cold season.

| Effects | Peak occurrence | | | |
|--|---------------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | 2005 | 2008 | 2013 | All obs. |
| | Direction effect (significance level) | | | |
| Year (2008) | <i>Not included in model</i> | | | ↑ |
| Year (2013) | <i>Not included in model</i> | | | ↑ (**) |
| Day type (Weekday) | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ |
| Weather (Cloudy or unusual wind direction) | <i>ns</i> | ↓ | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Weather (Sunny with low speed wind) | <i>ns</i> | ↑ | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Season (Warm) | <i>ns</i> | <i>ns</i> | ↑ | <i>ns</i> |
| Year (2008) x Day type (Weekday) | <i>Not included in model</i> | | | <i>ns</i> |
| Year (2013) x Day type (Weekday) | <i>Not included in model</i> | | | <i>ns</i> |
| Intercept | (*) | (.) | | (**) |
| Deviance explained (%) | 22 | 35 | 52 | 36 |

The influence of weather was significant only in 2008. Similarly, a strong influence of season was apparent in 2013, in relation to a larger number of peaks during the warm season (Tableau II-7). Hence, in 2008 and 2013, the main factors explaining the probability of occurrence of peak numbers were environmental (weather and season), in relation to year-specific weather conditions.

Based on the year-specific definition of peaks, the proportion of boats inside MPAs during peak days was 69% in 2005, 59% in 2008 and 61% in 2013, showing that in each year, the majority of boats were concentrated in MPAs during peak days. Furthermore, similar proportions of boats inside MPAs were also found during non-peak days.

3.5 Evolution of mooring type

Both in 2008 or in 2013, most boats appeared to use anchors, followed by permanent moorings and beaching (Figure II-6).

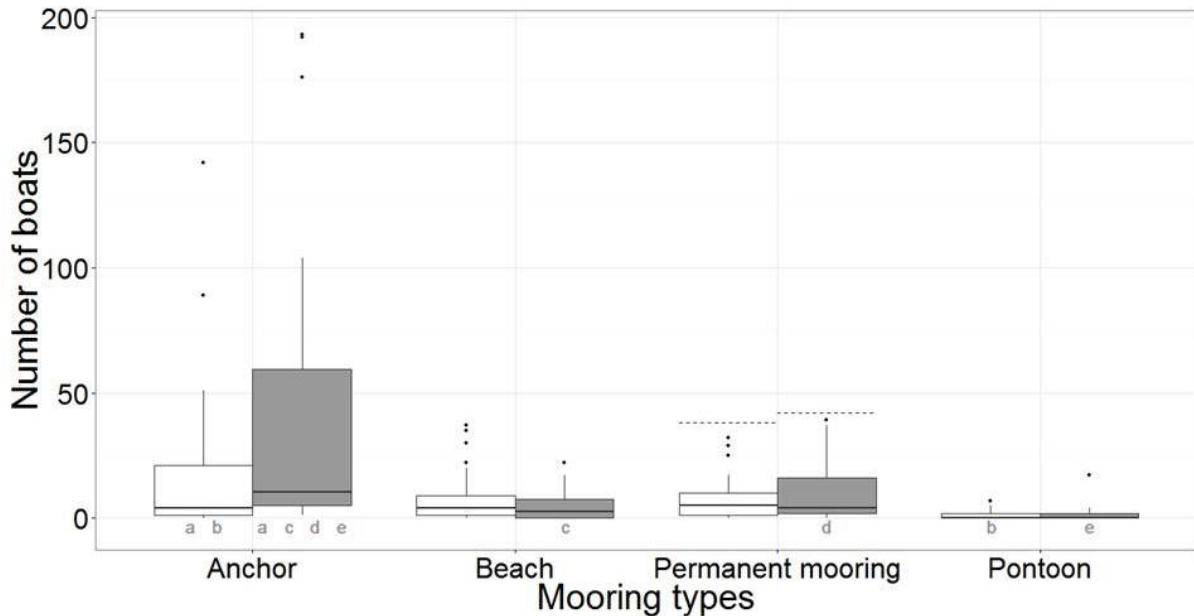


Figure II-6: Number of boats observed per day trip, per mooring type for 2008 (white) and 2013 (grey). Horizontal dashed lines represent the total number of permanent moorings for each year. The same letter under two contiguous boxplots indicates a significant difference between corresponding category combinations, based on the post-hoc test (Tukey) at the 5% significance level.

The number of boats per mooring type appeared to differ between 2008 and 2013 (Figure II-6). This was confirmed by model results, as the GLM model (last row in Tableau II-3) was validated and significantly explained 61% of the deviance of the data. Consistently with results in § 3.2, every temporal factor had a significant effect on the number of boats per mooring type. Hence, this number was significantly explained by intra-annual factors (day type, season, weather), but also significantly increased with the year (at a 5% significance level). The mean number of boats per mooring type was 82% higher in 2013 than in 2008, 500% higher during weekends than weekdays, and 116% higher during the warm season than the cold season.

Boat numbers differed in the three years according to mooring type. In 2008, only the mean number of anchored boats and the mean number of boats at the pontoon significantly differed. In contrast, in 2013 the mean number of anchored boats was significantly higher than for any other mooring type. In 2008, 51% of observed boats were anchored, while in 2013 the figure was 72%. Thus the nine permanent moorings installed between 2008 and 2013 did not result in an increase in the number of moored boats (Figure II-6), with, on average, 27% of permanent moorings utilized in 2013. These differences in the use of mooring type between 2008 and 2013 were confirmed by the model with a significant interaction effect of year and mooring type (Figure II-6). Multiple comparison tests showed a significant increase in the number of anchored boats between 2008 and 2013, while there was no such increase for boats at permanent moorings, on the beach and at the pontoon.

3.6 Mooring use as a function of boat type

The first axis of the MCA conducted on the contingency table of boat type and mooring type (Figure II-7) explained 95% of the variance of the data. The first axis distinguishes dinghies, which were highly correlated with beached boats, from sailboats, which were strongly associated with permanent moorings. Jet-skis visited the pontoon and also beached. Motorboats were not associated with a particular mooring type. Likewise, anchoring was not associated with any particular boat type. The second axis was explained by the pontoon. This mooring type was the least observed mooring type because only one islet is equipped with a pontoon, which is used for temporary landing, mainly by jet-skis and motorboats. Reefs were unsurprisingly not correlated with beach and pontoon, since these mooring types do not exist at such sites.

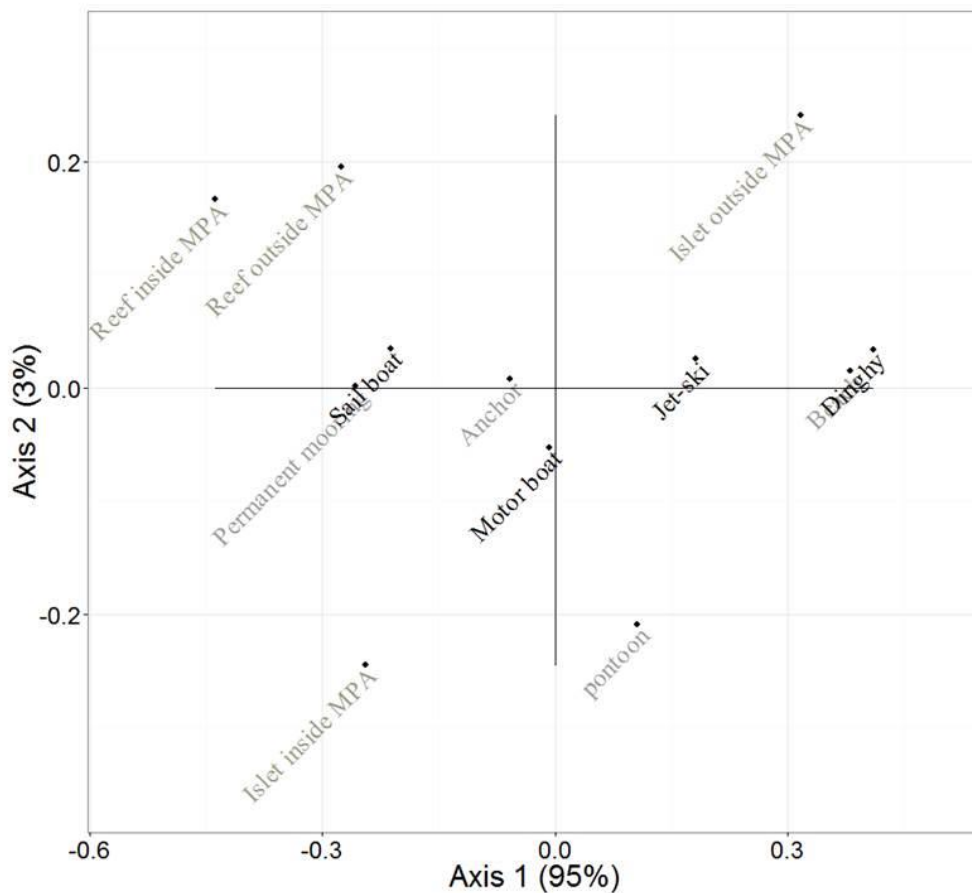


Figure II-7. Projection of boat type and mooring type variables on the factorial plan of the factorial correspondent analysis. Site types are projected on factorial plan as illustrative variable.

Note that permanent moorings and the pontoon are found only in MPAs (Figure II-1). This presence is partly illustrated by the projection of site type on the factorial plan (Figure II-7), where islets inside MPA are respectively close to permanent moorings on the first axis, and the pontoon on the second axis. At islets, the proportion of users beaching is fairly high, respectively 15% in MPAs and 29% outside MPAs.

4 Discussion

4.1 Boat numbers sharply increased between 2005 and 2013

Based on a comprehensive dataset over a ten year period, our results clearly reveal and quantify a general increase in recreational boating activity in the Noumea area. This rise may be accounted for by a simultaneous increase in the number of registered boats and by demography. In New Caledonia, the proportion of people owning a boat for recreational purposes and subsistence fishing has been high for a long time (Jollit, 2010), and in the last decade the number of registered boats in the Noumea area has increased more than the number of inhabitants. The increase in the number of boats reveals that boating became more popular over this period. Several hypotheses may be put forward to explain this phenomenon, e.g. changes in the socio-economic context, such as improved amenities and infrastructure for boaters, an increase in people's incomes, or the growing attractiveness of the natural assets of the islets and reefs (see Gray et al., 2010). This last possibility is consistent with the fact that over the years increasing numbers of boats have visited the Signal and Laregnere no-take reserves, where fish assemblages have been replenished through protection (Wantiez et al., 1997; Wantiez et al., 2004), and where amenities have been substantially developed in recent years. Such factors are consistent with the findings of Shivilani and Suman (2000) and Smallwood et al., (2012b), who show that recreational users are more likely to be found within MPAs. In addition to the benefits of protection, these two islets are located relatively close to Noumea city, and proximity is strong incentive for boaters. However, although each of these hypotheses is plausible, the present data are not intended to test any of them. Further investigations based on user interviews are currently under way. More generally, our results illustrate the consequences on recreational uses of the worldwide increase in coastal demography, as underlined, for example, by Duedall and Maul (2005). This increase is likely to be more of a concern for the management of coastal environment, especially when MPAs are located near large cities and potentially concentrate boaters, as in this study.

4.2 Inter-annual changes in the spatial distribution of boats

As a conservation instrument, MPAs generally aim at mitigating the anthropogenic impacts on the biodiversity they shelter. In MPAs, users' practices are generally regulated (e.g. extractive activities forbidden), whereas visitor numbers are often not restricted. In this paper, we found that the increase in boat numbers was mainly due to motorboats and dinghies. In addition, the increase mostly occurred at weekends, during the warmer season, and when the weather was sunny. This in turn resulted in more frequent peak counts, in particular in MPAs.

The numbers of motorboats, dinghies and to lesser extent jet-skis were the most sensitive to these short-term temporal factors. These findings are consistent with those of other studies, which have shown that day type, season and weather have an effect on the spatial distribution of recreational users (Widmer and Underwood, 2003; Smallwood, 2008; Martin and Hall-Harber, 2008; Dalton et al., 2010; Gray et al., 2010; Jollit et al., 2010; Smallwood et al., 2011; Smallwood et al., 2012a).

Consequently, managing recreational uses requires a better understanding of the distribution of recreational users in space and time (Eagles, 2002; Christie et al., 2003) and of their motivation and practices. This is particularly true in the light of their potential impact on habitats and species (see Davenport and Davenport (2006), and Whitfield and Becker (2014) for reviews).

4.3 Inter-annual changes result in increased occurrences of peak numbers

In the present study, we demonstrate, based on quantitative data, that the occurrence of peaks over the past decade in the lagoon near Noumea is explained by intra-annual factors. Indeed, although not displaying any temporal patterns in 2005, peak days were more likely to occur during fine weather in 2008 and in the warm season in 2013. These facts point to an intra-annual structuring of peak days and thus to a general change in boaters' planning strategy. However, it is not possible to conclude that this results from a change in every boater's planning strategy or only of those who have frequented these sites since 2008 or 2013.

Again, peak counts should be monitored carefully, because they may lead to more intense environmental impacts. In addition, from a social standpoint, concentration of users in small areas, as observed within MPAs in the Noumea area's lagoon, will inevitably result in overcrowding, affecting both the well-being and safety of recreational boaters (Tseng et al., 2009), even if up to now there is no published evidence of a relationship between the number of boats and the number of people expressing user satisfaction (Sutton, 2005). Moreover, Kuentzel and Heberlein (1992) and Navarro-Jurado et al., (2013) underline that when faced by overcrowded events, recreational users may adopt a displacement strategy, either within or between sites. Thus the increase in both the number of boats during peak days and of the likelihood of peak days, as observed in the Noumea lagoon over the last decade, could lead to a change in the spatial distribution of recreational boaters.

4.4 Concomitant changes in mooring practices

The observed increase in the number of moored boats is obviously linked to an increase of boat traffic (Widmer and Underwood, 2004), which may have negative impact on users' safety (Miller and Pikora, 2008; McKnight et al., 2007) and satisfaction (Roman et al., 2007; Tseng et al., 2009) and can lead to conflicts among users. Noise level and wave action from traffic, especially where there is a high boat density like that observed around MPA islets, may affect user satisfaction, although this cannot be tested from the present data.

Connected with increase of boating activity, our results show that in the study area, mooring practices changed between 2008 and 2013. In particular, a larger number of boats were anchored in 2013 compared to 2008, whereas the number of boats beached, on permanent mooring buoys or at the pontoon did not significantly increase. This might be explained by the fact that anchoring is used by every type of boat. Unfortunately, this type of mooring entails severe impacts on habitat (Backhurst and Cole, 2000; Milazzo et al., 2002; Davenport and Davenport, 2006). Installing permanent mooring buoys is the main management response to this problem (Francour et al., 2006). Yet we found that the mooring buoys installed between 2008 and 2013 were not much utilized. This fact could be explained by users' preferences, needs and beliefs regarding mooring practices, all of which are major factors affecting the utilization of permanent mooring (Diedrich et al., 2013). Our results thus highlight the relevance of sustained information about permanent mooring utilization, and why using permanent mooring is important for protecting habitats. For example, in situ signage can encourage boaters to adopt good environmental practices (Martin et al., 2015). Because MPAs are regarded mainly as instruments for environmental protection by boaters (Heck et al., 2011), they offer a good opportunity to foster the acceptance of protection rules, and to make information provision more effective in the light of biodiversity conservation.

5 Conclusion

To summarize, in this study we demonstrate the sharp increase in the numbers of recreational boats in recent years. The increase has been more marked at weekends, during the warm season, and when weather conditions are appropriate; and it has resulted in more frequent concentrations of boaters inside the no-take reserves.

These results highlight substantial changes in boaters' practices. There are several hypotheses to explain these facts, and interviews with boaters are likely provide complementary information for assessing more precisely boater practices and motivations with a view to explaining these changes. Such work is currently in progress.

Irrespective of the causes underlying the observed spatial and temporal distribution of boaters, our results point to a growing source of disturbance for habitats and species particularly inside MPAs, the main goal of which is to protect biodiversity. In addition, boating practices were found to be relatively sensitive to weather conditions, and inter-annual changes suggest that boat numbers and peaks might become more erratic, under poorly predictable climatic conditions. As a consequence, recreational activities should be regularly monitored over time to allow managers to anticipate potential impacts through adaptive responses.

Acknowledgements

This work is part of a PhD within the AMBIO project funded by the Conservatoire des Espaces Naturels, the three Provinces and the Government of New Caledonia, and the French Ministry of Ecology and Sustainable Development. Data used in this study were collected with the financial support of the ZONECO program in 2005, IFRECOR and the PAMPA research project in 2008, the South Province of New Caledonia and the New Caledonian branch of World Wildlife Foundation in 2013. Théa Jacob, Laurence Bachet and Emmanuel Coutures are gratefully acknowledged for their support. Many thanks to Marie-Charlotte Jumel, Raphaël Grollemund, Meiddi-Alexandre Mortreux and many Ifremer colleagues for assistance in data collection, and to Jessica Garcia for reviewing an earlier draft of this paper. Information on registered boats was obtained with participation of the Fisheries Office of the New Caledonian government.

Conclusion

Dans le cadre conceptuel DPSIR, les résultats de cette étude permettent de caractériser les relations entre les forces motrices et les pressions ainsi que pour déterminer les facteurs explicatifs de ces pressions et de les évaluer quantitativement au travers d'indicateurs de pression (Figure II-8). Le travail présenté dans ce chapitre, mobilise une sélection d'indicateurs efficaces, pertinents et dont la faisabilité a été optimisée pour une gestion intégrée des zones côtières face à Nouméa visant la protection ou la conservation des habitats marins.

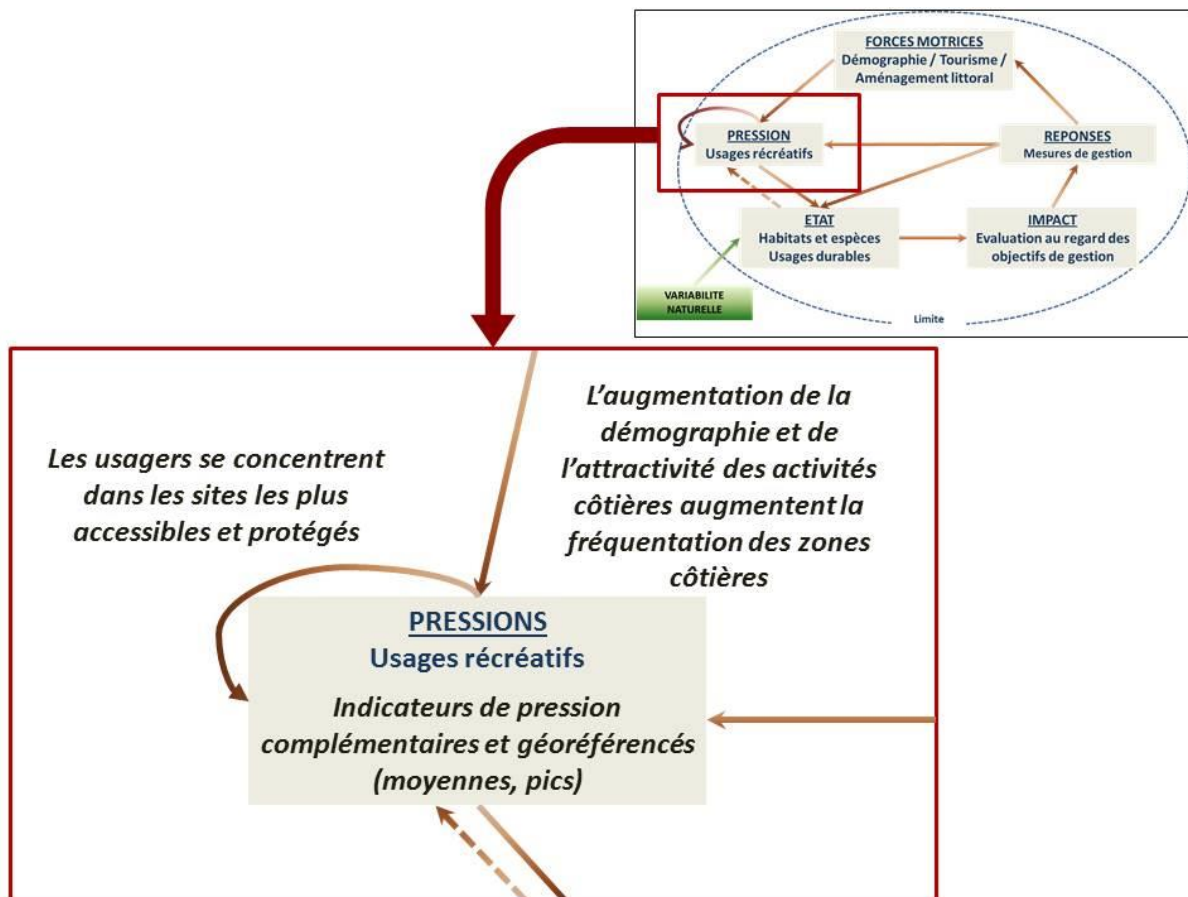


Figure II-8: Positionnement des conclusions du chapitre 1 dans le modèle DPSIR.

Il a été démontré que dans le lagon face à Nouméa, l'augmentation de la démographie est associée à une forte augmentation du nombre d'utilisateurs et une concentration dans les AMP. D'autres facteurs influent sur cette relation, comme par exemple le pouvoir d'achat des utilisateurs qui détermine leur capacité à pratiquer leurs activités, mais n'ont pas fait l'objet d'une étude spécifique à ce stade et à l'échelle considérée. Les usages récréatifs qui s'exercent dans cette zone côtière se concentrent durant des périodes de l'année (été) et de la semaine (week-end). Cette concentration spatiale et temporelle des usages récréatifs, ainsi que l'augmentation de la fréquentation, ont été observées aussi bien pour les fréquentations moyennes que les pics de fréquentation. Les conclusions de ce chapitre rendent ainsi compte de l'importance de la gestion des usages récréatifs dans les zones côtières concernées d'autant plus que cette augmentation se traduit par l'augmentation de la pression d'ancrage due aux activités nautiques au cours de la période d'observation.

Connaître la relation entre les forces motrices, telles que la démographie, et les pressions est en pratique très intéressant. En effet, les données sociales et économiques (i.e. recensement de populations) sont collectées en routine par les administrations et sont accessibles, tandis que la fréquentation des usagers requiert des actions spécifiques sur le terrain. Ces informations sont le plus souvent disponibles, recueillies et compilées par les administrations. En Nouvelle Calédonie, il s'agit notamment de l'Institut de la Statistique et des Etudes Economiques (ISEE) et de la Chambre de Commerce et d'Industrie (CCI). Ces informations peuvent notamment faire l'objet de projection sur le long terme comme pour la démographie (Broustet, 2005). Il est de plus intéressant de noter, que la relation entre les usages récréatifs et le contexte économique et social d'une zone côtière peut être réciproque. En effet, un attachement culturel à un usage ou l'importance de ces activités pour un bassin économique peut amener à une relation forte d'une population avec le maintien et le développement des usages récréatifs côtiers. A titre d'exemple, le secteur du nautisme en Nouvelle-Calédonie est impliqué dans l'activité économique de 3246 structures commerciales, manufacturières ou de services générant chacune entre 71,000 et 2,000,000 CFP de chiffre d'affaire (CCI & CMNC, 2016). Ainsi, en Nouvelle-Calédonie les activités nautiques soutiennent une économie importante. En conséquence, on peut s'attendre à ce qu'une réglementation visant la protection de l'environnement naturel côtier et consistant à une limitation des usages récréatifs peut indirectement avoir des effets économiques à une échelle locale et/ou nationale.

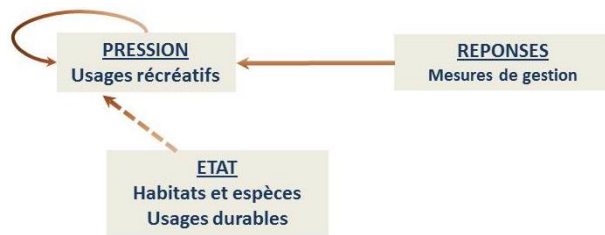
Identifier les facteurs explicatifs de la répartition spatiale et temporelle des pressions est essentielle pour i) déterminer les indicateurs de pression les plus pertinents (i.e. pics de fréquentation et/ou fréquentation moyenne) vis à vis des objectifs de gestion et leur mode de calcul afin de garantir leur efficacité, ii) identifier l'évolution de ces effets dans le temps ou suite à une modification du contexte social telles que l'augmentation de la démographie ou des installations côtières (i.e. marina) ; et enfin iii) optimiser l'efficacité des mesures de gestion (sensibilisation, réglementation, surveillance). Nous avons aussi démontré l'augmentation de la concentration des usagers récréatifs dans les Aires Marines Protégées (AMP) et durant la saison chaude aussi bien en considérant les fréquentations moyennes ou les pics de fréquentation. Ces résultats indiquent clairement (et chiffrent) une augmentation des menaces environnementales associées aux usages récréatifs particulièrement dans ces espaces protégés.

Dans ce chapitre nous avons considéré des indicateurs de la fréquentation des bateaux dans les sites récréatifs côtiers, ainsi que les pressions qu'ils exercent dans les zones de mouillages (à travers par exemple l'ancrage). Cette étude démontre l'importance de considérer ces pressions dans l'évaluation des AMP du fait de la concentration des usages récréatifs au sein de leur périmètre. Ces indicateurs estiment les pressions en termes de nombre de bateaux, mais ils ne prennent pas en compte les activités pratiquées par les usagers et les modalités de ces pratiques qui peuvent se traduire par des pressions très différentes sur l'environnement.

III. Chapitre 2 : Les pratiques des usagers déterminent leur répartition spatiale et les pressions associées



Introduction



Le chapitre précédent a montré que, dans le lagon faisant face au Grand Nouméa, le nombre d'usagers, augmentait de manière importante au cours des années et particulièrement dans les AMP. Nous avons aussi vu que les usagers se concentraient dans les sites les plus accessibles,

sites soumis à une réglementation des usages visant la protection des écosystèmes (marins et terrestres). La répartition des usages de cet espace côtier apparaît hétérogène. Les indicateurs de pression associés aux usages récréatifs doivent donc souvent être décrits à des échelles spatiales fines car les usagers se répartissent spatialement selon leurs pratiques aussi bien à l'échelle d'un littoral qu'à l'échelle d'une plage, d'un récif ou d'un îlot. Ces facteurs peuvent dépendre i) de la géographie de la zone côtière déterminant par exemple le nombre ou la surface des espaces récréatifs, ii) des mesures de gestion de chacun des sites aussi bien la réglementation que les aménagements, iii) de la qualité environnementale des sites allant de la qualité de l'eau de baignade, à la beauté du paysage et aux espèces rencontrées et iv) du niveau d'usage et de la capacité de charge sociale des sites. Les effets des trois premiers facteurs sont présentés dans le présent chapitre 2 tandis que le quatrième fait l'objet du chapitre 3.

Ainsi, à partir de données de comptage des usagers et d'enquête, nous nous attacherons dans un premier temps à savoir quelle image des pressions est obtenue lorsque l'on se base non plus sur le nombre de bateaux, mais sur le nombre de pratiquants des différentes activités. Cette question sera traitée en considérant non seulement les activités pratiquées par les usagers mais aussi la manière dont ils la pratique, c'est à dire les comportements des usagers. Dans un deuxième temps, on cherchera à identifier les facteurs qui expliquent la répartition spatiale des usagers récréatifs dans le lagon face à Nouméa. Pour ce faire, on étudiera les raisons du choix du site déclaré par les usagers, en s'intéressant particulièrement aux motivations relatives à la gestion des espaces récréatifs notamment la réglementation, les aménagements mais aussi la qualité environnementale de ces sites qui est un effet attendu de la gestion de ces espaces. Dans un troisième temps, on s'attachera à étudier les relations pouvant exister entre les pratiques des usagers et les raisons motivant le choix de l'espace récréatif fréquenté. S'intéresser à cette relation permet alors de mieux comprendre la répartition spatiale des activités et donc les pressions associées aux usages récréatifs en fonction des caractéristiques (i.e. géographiques, réglementaires, environnementales) des espaces récréatifs. Dans un dernier temps, on étudiera l'effet du niveau d'usage (en nombre d'usagers et de bateaux) sur la qualité de l'expérience des usagers récréatifs et leur répartition spatiale.

Il est important de connaître la répartition des usages afin d'identifier les zones de fortes pressions représentant généralement un enjeu de gestion. Une ou plusieurs pressions importantes ou en augmentation permettent d'anticiper et d'adapter les mesures de gestion prises. Ces mesures de gestion peuvent avoir des objectifs liés i) à la protection des écosystèmes, ii) à la gestion de ressources ou iii) au maintien d'usages durables. Ces chapitres visent à apporter des informations sur la répartition spatiale et l'évaluation des usages récréatifs pour aider à la prise de mesures de gestion.

L'acceptation des AMP et de leur gestion peut être essentielle à l'atteinte des objectifs de gestion (Thomassin, 2011). Cette acceptation nécessite notamment que les AMP et la réglementation qui s'y applique soient connues. Les AMP du Grand Nouméa sont en règle générale bien connues et acceptées (Khalil Zlaoui, 2016). Ainsi, la possible influence de l'acceptation des AMP sur les pratiques des plaisanciers n'a pas été considérée dans ces chapitres. Néanmoins dans d'autres contextes, l'acceptation

et la connaissance même des AMP ainsi que de leurs réglementations doivent être prises en compte en plus des informations décrites dans ces chapitres.

Article 2 : Influence of settings management and protection status on recreational uses and pressures in Marine Protected Areas

Journal of environmental management (soumis le 13 septembre 2016)

Charles Gonson^{a,b}, Dominique Pelletier^{a,c}, Frederique Alban^d, Charlotte Giraud-Carrier^a, Jocelyne Ferraris^{b,c}

^a IFREMER, UR Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable en Nouvelle Calédonie (LEAD-NC), 101 promenade Roger Laroque, BP 2059, 98846 Noumea Cedex, New Caledonia

^b IRD, UMR ENTROPIE, Université de Perpignan Via Domitia, 52 Avenue Paul Alduy, 66860, Perpignan, Cedex 9, France

^c Laboratoire d'Excellence LABEX Corail, <http://www.labex-corail.fr>

^d Univ Brest, Ifremer, CNRS, UMR 6308, AMURE, IUEM, 29280, Plouzane, France

* Corresponding author: Charles Gonson, Email: Charles.gonson@ifremer.fr

Telephone number: +687 292551

Abstract

Coastal populations and tourism are growing worldwide. Consequently outdoor recreational activity is increasing and diversifying. While Marine Protected Areas (MPAs) are valuable for mitigating anthropogenic impacts, recreational uses are rarely monitored and studied, resulting in a lack of knowledge on users' practices, motivation and impacts. Based on boat counts and interview data collected in New Caledonia, we i) explored factors affecting user practices and motivations, ii) constructed fine-scale pressure indices covering activities and associated behaviors, and iii) assessed the relationships between user practices and site selection. User practices were found to depend on protection status, boat type and user characteristics. Pressure indices were higher within no-take MPAs, except for fishing. We found significant relationships between user practices and settings characteristics. In the context of increasing recreational uses, these results highlight options for managing such uses through settings management without jeopardizing the social acceptance of MPAs or the attainment of conservation goals.

Keywords

Marine protected areas; recreational users; pressure assessment; motivation; recreational opportunity spectrum; New-Caledonia.

Introduction

Marine protected areas (MPAs) are a key instrument for ecosystem-based management of coastal areas. Faced with increases in population (Duedall and Maul, 2005) and recreational activity (Sidman and Fick, 2005; Widmer and Underwood, 2004) in coastal areas, MPAs are valuable for mitigating anthropogenic impact (Gray et al., 2010) by regulating practices at given areas and for specific periods. Meta-analysis at a regional or global scale show that MPAs have positive effects on marine ecosystems, e.g. increased fish-related metrics such as species richness (Claudet et al., 2008; Côté et al., 2001; Halpern, 2003; Lester et al., 2009; Mosqueira et al., 2000; Stewart et al., 2009), density (Claudet et al., 2008; Côté et al., 2001; Maliao et al., 2009; Molloy et al., 2009; Mosqueira et al., 2000), biomass (Halpern, 2003; Lester et al., 2009; Stewart et al., 2009) and size of organisms (Halpern, 2003; Lester et al., 2009). In addition, positive effects of MPAs have also been observed for habitat (see Pelletier et al., 2005 for review). Consequently, thanks to the protection provided by MPAs from local stressors (e.g. overexploitation), the expected benefits of MPAs can include greater ecosystem resilience to global stressors such as climate change (Molloy et al., 2009; Francour, 1994; Hughes et al., 2003).

Most MPAs allow recreational uses, at least through boat access (Shivlani and Suman, 2000; Smallwood et al., 2012a). Fishing is often authorized within MPAs (Toropova et al., 2010), with only 12.8% of MPAs being no-take areas (Wood et al., 2008). Because outdoor recreational activities are developing worldwide (Cole, 1996; Ceballos-Lascurain, 1996; Pickering and Hill, 2007), the question arises of the potential environmental impacts caused by recreational users (see reviews by Davenport and Davenport, 2006; Hardiman and Burgin, 2010; and Whitfield and Becker, 2014). Among these impacts, studies based on field data have demonstrated the impact of boating on biotic habitats (e.g. coral reefs and seagrass meadows) through anchorage (Backhurst and Cole, 2000) and chemical pollution (Liu et al., 2012). Fish (Codarin et al., 2009) and mammals (Rako et al., 2013) are also impacted through sound pollution and collisions. In coral reef ecosystems, trampling by beach visitors have a negative effect on coral cover in shallow waters (Juhasz et al., 2010; Leujak and Ormond, 2008; Milazzo et al., 2002). More specific activities like diving also have a negative impact on biotic habitats such as coral through physical damage and sediment suspension (Hasler and Ott, 2008; Zakai et al., 2002). All of these studies considered both the intensity and nature of the pressure, with regard to assessing impacts upon the environment. Thus there is a strong need for managers to assess pressures from recreational users in terms of both quantitative and qualitative data, so as to encourage appropriate remediation and thus ensure the attainment of MPA goals.

Unfortunately, data and knowledge on recreational users is either scarce or lacking because the social aspects of MPAs have been studied less than their ecological aspects (Christie et al., 2003; Farr et al., 2014; Gruby et al., 2015; Le Corre et al., 2012; Sutton, 2005). The situation is somewhat different for fisheries, where the social effects of MPAs on commercial fishers have been studied more than the social effects on recreational users (see Mascia et al., 2010 for a review). This difference is probably due to the social and ecological effects of recreational uses becoming more visible with the increase of coastal populations and tourism worldwide. Another reason lies in the cost of data collection. Recreational users are less organized and often dispersed over large areas, thereby making data collection difficult. In existing studies, the number of recreational users has been identified as the main measurement required for protected area management (Griffin et al., 2010). With often heterogeneously distributed recreational users, such information is particularly useful when explicitly described over space and time (Eagles, 2002). Moreover, activities (e.g. fishing) have been taken into account to describe practices of recreational users and their distribution in space and time (Mangi et

al., 2008; Smallwood et al., 2013). However, users' practices concern both the activity itself and how it is practiced. Behavior is precisely defined in this study as the way a given activity is undertaken. Such qualitative information is particularly useful when associated with user counts for assessing the impact of recreational user on environmental and social conditions (Le Corre et al., 2012). However, unlike fisheries-related studies, which consider fishing behaviors (fishing tactics, e.g. the targeted species and the fishing gear) in order to assess fishing pressure and distribution (Pelletier and Ferraris, 2000), recreational users' behaviors have not been taken into account for impact assessment. Such knowledge is also relevant for planning and managing recreational uses. For instance, quantifying and ranking sites according to the number of users visiting them, and being able to anticipate related behaviors, may help to identify potential management actions, either regulatory or related to amenities and education, aimed at controlling visitor flows and practices. In a multiple-use park, such quantification and ranking provides guidance for selecting appropriate management actions for different sites and zones.

To obtain such information, direct observation methods such as counting recreational users have been used to determine their spatio-temporal distribution (Valentine et al., 1997), either per boat category (Smallwood and Beckley, 2008; Smallwood et al., 2012b; Widmer and Underwood, 2004) or per activity (Liu et al., 2012; Smallwood and Beckley, 2008; Smallwood et al., 2011; Smallwood et al., 2012b). In addition, questionnaire-based surveys provide specific information on users' socio-economic characteristics, motivations, perceptions and practices (see Gray et al., 2011 for a review). For instance, Gray et al., (2011) used questionnaires to identify preferred routes and mooring sites. In the light of a quantitative assessment of user pressures, it is necessary to combine results from boat and visitor counts with those from such questionnaire-based surveys.

MPAs are attractive for recreational activities (Gonson et al., 2016; Shivilani and Suman, 2000; Smallwood et al., 2012a), for various reasons, including environmental, social and geographic context-specific considerations. Such environmental, managerial and social conditions affect the quality of users' experience and thus their satisfaction (Clark and Stankey, 1979). Previous studies showed that recreational users in coastal areas were able to identify their preferred settings in accordance with managerial, social and natural conditions (Gray et al., 2010; Roman et al., 2007; Shafer and Inglis, 2000; Sorice et al., 2007). To better understand users' choices, questionnaire-based surveys can be implemented using the recreation opportunity spectrum (ROS) framework (Clark and Stankey, 1979). ROS is based on the hypothesis that recreational users' experience and motivation to visit a given site can be formalized in terms of a combination of environmental, managerial and social factors (Clark and Stankey, 1979). ROS has been applied to outdoor recreation within marine parks (Gray et al., 2010; Shafer and Inglis, 2000). It has also been used to examine i) the effect of MPA-related setting attributes (e.g. ecological conditions, crowding levels) on visitors' experience (Shafer and Inglis, 2000); ii) divers' preferences in term of management (Sorice et al., 2007) and environmental conditions (Uyarra et al., 2009) and snorkelers' preferred social conditions (Roman et al., 2007). However, in these studies, there was no account taken of the effect of MPAs on settings preferences, nor was there any quantification of users with regard to preferential settings. In contexts where access to sites is not regulated, such an approach may help managers to identify the most effective management measures for each site, by channeling visitors and favoring specific practices.

Users' preferences for settings have been shown to differ depending on user groups (Gray et al., 2010). These authors highlight differences between boat types, but underline the diversity of perceptions between users (e.g. perception of crowding, perception of environmental quality). In the present study, we address differences in different groups' settings preferences on the basis of activity

participation and behaviors. Such relationships allow us to directly link users' site selection criteria with their practices and thus with the associated pressures.

In this study, we first investigated the effects of MPAs on recreational users' practices and motivations near the main urban center of New Caledonia, using a questionnaire-based survey. Then, by combining questionnaires and boat count data, we estimated pressures for a range of activities and behaviors, as well as user site selection criteria. In a third step, we examined the influence of protection status on these pressure estimates and investigated the relationship between motivation and practices. Finally, we identified recreational users' settings preferences for each site and discuss results from a management perspective.

Materials and methods

Study site

In the lagoon facing Noumea city, the main urban center of New Caledonia (180,000 population in 2014 (ISEE, 2014)), coral reef islets are popular destinations for recreational users (Gonson et al., 2016; Jollit, 2010). Over the last thirty years, the southern province of New Caledonia has established twenty-one MPAs for terrestrial and marine conservation purpose. Almost half of these MPAs (ten out of twenty-one) are close to Noumea (Figure 2.1). They have two distinct protection statuses, the first being "Natural Reserve" (NR), where fishing and shellfish and wood collection are prohibited. On NR islets, fires are allowed only in barbecues installed by MPA managers, and forbidden elsewhere. The second type of MPA is the "Sustainable Management of Resources Area" (SMRA). Each SMRA has its own management plan and rules. Those rules also generally forbid extractive practices, but commercial activities for visitors are permitted. SMRAs aim to support economic development, usually entailing the presence of amenities and organized collective boat transportation. For example Maître islet (Figure 2.1), which lies off Noumea, has a kite-surfing school, a hotel and a restaurant and is serviced by three shuttle transport companies.

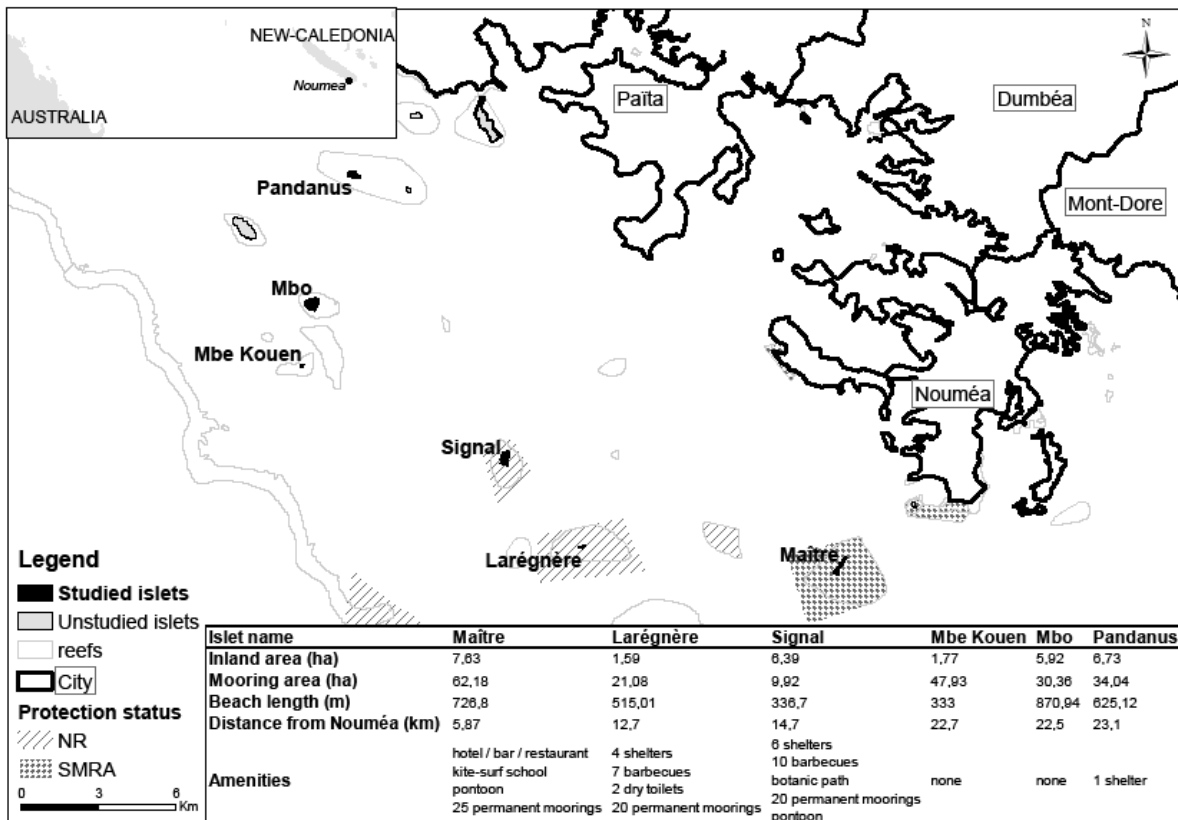


Figure III-1: Islets and MPAs considered in this study with their geographical and managerial characteristics.

Our study focuses on 6 islets comprising three MPAs (two NRs and one SMRA) and three islets without any protection status (Figure 1). On Maître islet, which is the SMRA islet considered in this study, restrictions are similar to those of NR islets: fishing, shellfish and wood collection, and fires other than for barbecues are prohibited. The 6 islets differ with regard to their land surface area, distance from Noumea (which has the most marinas and launch ramps), the nature and extent of onsite amenities, and regulations. Around all of these islets speed activities (kite-surfing, wind-surfing and jet-skiing) are allowed. Jet-skis may either be owned by users or hired. The rental company generally takes its customers to Maître and Larégnère islets. This diversity of uses among the islets provides a variety of opportunities for recreational use, a factor that may account for the distribution of recreational users around the lagoon. According to ROS (Clark and Stankey 1979), Maître islet is in principle a “modern islet”, with easy access by continuous rotation of taxi-boats, a number of amenities and tight restriction on extractive activities and lighting fires. Larégnère and Signal islets may be classified as “semi-modern” settings. Compared to Maître islet, they have fewer amenities and are less accessible, being further from Noumea and with taxi-boat fares three or four times higher. Pandanus islet may be termed a “semi-primitive islet”, as it is remote from Noumea, though close to the coast north of the city. There are no regulations and it has only one shelter. Finally, Mbe Kouen and Mbo islets can be classified as “primitive islets”, in that they are remote from both Noumea and the coast and because there are no amenities or regulations. During the warm season only, landing on Mbe Kouen islet may be prohibited if birds are nesting. In practice, this access restriction does not apply every year. All these islets are also subject to species-specific fishing management rules (catch size, protection from indiscriminate fishing) that apply throughout the lagoon.

Data collection

Recreational boats were counted from March 2013 to February 2014 over 50 field trips with a design that was temporally stratified by day type (weekday or weekend) and quarter-yearly. Day trips lasted between thirty minutes and one hour and took place between 8 a.m. and 4 p.m. Departure times and weather conditions of trips were randomly defined within each stratum. For each islet, the total number of boats observed per boat type was recorded. Boat types included sailboat, motorboat, dinghy and jet-ski. In contrast to motorboats, dinghies are shorter than 5 meters in length and the pilot sits at the rear of the boat holding the helm of the motor. Dinghies were not counted when they were used solely to go between the main boat (motorboat or sailboat) and the islet. In addition, we recorded the number of visitors on the islet and boats around it during the questionnaire-based survey, by going around the islet before interviewing users for each site. Recording the number of users and boats took between five and thirty minutes depending on the size of the islet.

A questionnaire was designed for collecting information about users' activities and behavior and on-site selection criteria covering islet characteristics. Questionnaires were administered in face-to-face interviews with recreational users during their trip on the islet. Recreational users generally comprise a party of several persons who spend their time on the islet together and arrive and leave on the same boat or taxi-boat. A party (termed group in the rest of the paper) was the observation unit, and a single questionnaire was administered for each group. Questionnaires covered four types of information with closed-ended questions. The first related to user experience in the area and annual frequency of visits. These answers were collected from only one user within each group (randomly chosen among users older than 16). The second category of questions dealt with trip characteristics: boat type, number of users and duration of the trip. The third category pertained to activity, and considered both participation and associated behaviors. Activities covered were fishing, speed activities, swimming activities and on-land activities (Figure III-2). Behaviors are activity-specific and concern, on the one hand, the location of the activity: i) for fishing (around the islet or elsewhere); ii) for speed water sports (within mooring areas or elsewhere), and iii) on land (location of fires); and on the other, the way the activity is undertaken: i) for speed water sports (motorized or non-motorized), ii) swimming activities (swimming versus snorkeling) and iii) land-based activities (lighting fires and collecting wood on the islet). Motorized water sports are mainly jet-ski and non-motorized speed activity is mainly kite-surfing. If the user interviewed in the group displayed behavior associated with a higher level of pressure (Figure III-2), we considered that the whole group was participating in that activity. The fourth type of question concerned the criteria for selecting the islet during the current trip. For this purpose, ROS characteristic settings were adapted to the specifics of the diverse conditions of Noumea's islets. Through a non-ranked multiple choice question, each group was asked to select criteria among three categories: manageable (i.e. managers may have some leverage with respect to this criterion), non-manageable, and environmental quality.

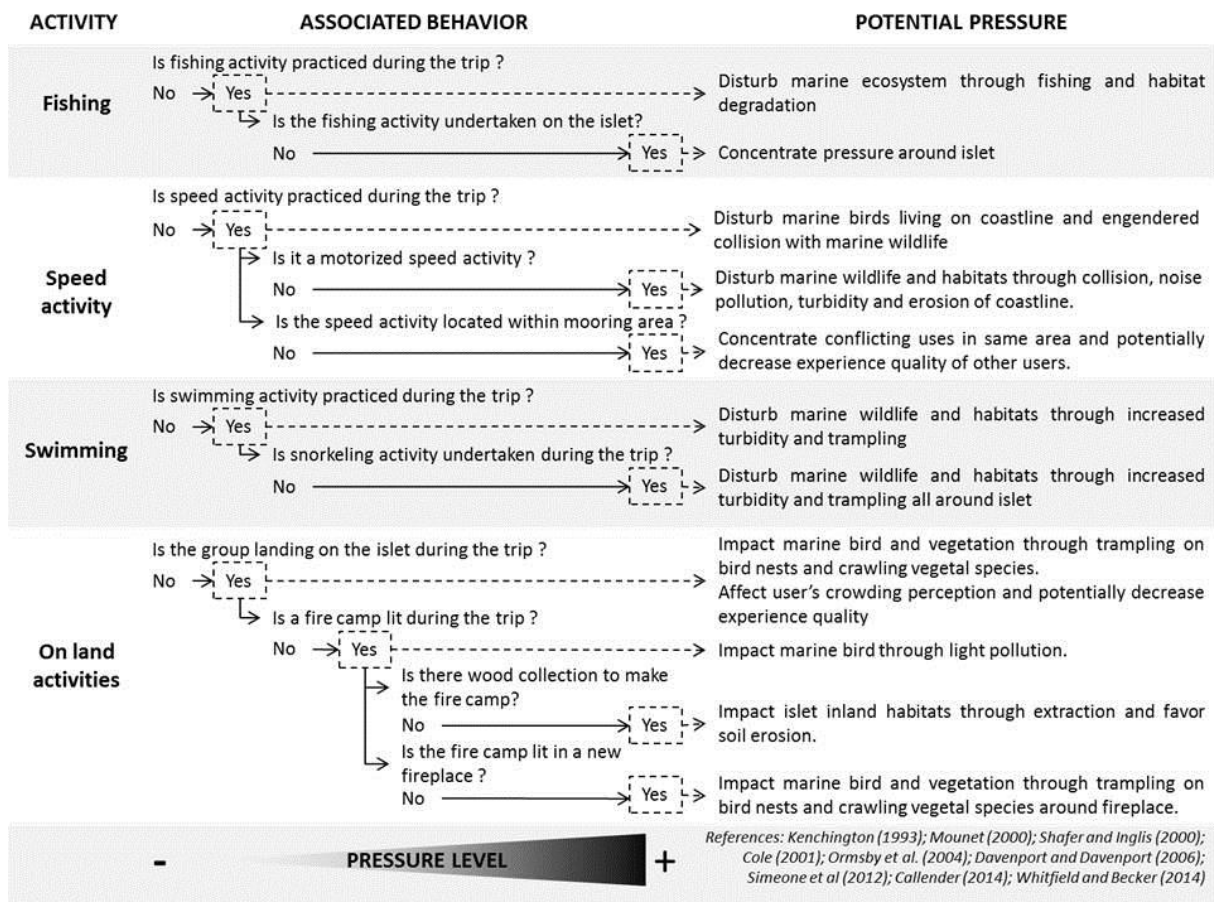


Figure III-2: Relationship between users' activities and behaviors with associated pressure levels on the islet.

Manageable selection criteria included quietness (seeking a quiet place), the existence of regulations (protection status - applying only on NR and SMRA islets), existing amenities (distinguishing between marine and terrestrial amenities), and the activity envisaged (distinguishing between fishing, speed water sports, and excursions, which itself covers swimming and on-land activities). Manageable selection criteria are viewed as a categorical variable for determining the potential leeway of management measures for each islet among those available. Quietness is considered to be manageable because limiting the number of visitors is a potential management measure. Moreover, perceived crowding, with variable perception among individuals and between activity groups (Vaske and Shelby, 2008), can impact the quality of visitors' experience (Ashton and Chubb, 1972);

Non-manageable selection criteria comprised weather conditions, random selection and accessibility (geographical proximity to the coast/Noumea);

Environmental quality selection criteria covered the beauty of the marine environment, marine biodiversity and the beauty of the islet. Environmental quality is important because it is an expected outcome of protection (terrestrial or marine) and has been shown to be a major motivation for recreational users (Manning, 1999).

When it wasn't possible to interview every group on the islet, groups were sampled with a view to being representative of the size of user groups and their location on the islet. At Maître islet, customers of the hotel, who were spending the night there or simply having a meal in the restaurant, were not

interviewed or counted, because the study focused on uses associated with the lagoon environment. However, these users were possibly interviewed and counted when located outside the hotel/restaurant area. At each site and for each boat type, the sample rate was estimated as the ratio of the number of interviews conducted to the number of visitors counted. When a boat type was not observed at a given islet, the sampling rate could not be calculated for that boat type (Tableau III-1).

Tableau III-1: Number of questionnaires administrated per boat type and islet and mean sampling rate per boat type and islet over the 8 field trips.

| Islet | Motorboat | | Dinghy | | Sailboat | | Jet-ski | | Taxi-boat | |
|------------------|-----------|----|--------|----|----------|----|---------|----|-----------|----|
| | Nb | % | Nb | % | Nb | % | Nb | % | Nb | % |
| Maître | 43 | 53 | 7 | 30 | 32 | 45 | 6 | 30 | 64 | 50 |
| Larégnère | 51 | 61 | 5 | 34 | 28 | 39 | 6 | 35 | 20 | 65 |
| Signal | 71 | 74 | 6 | 42 | 23 | 72 | 2 | 38 | 26 | 72 |
| Pandanus | 23 | 42 | 8 | 7 | 5 | 67 | 0 | - | 1 | 84 |
| Mbo | 11 | 61 | 5 | 75 | 3 | 39 | 0 | - | 1 | 82 |
| Mbe Kouen | 4 | 33 | 0 | - | 8 | 32 | 0 | - | 0 | - |

A total of 463 questionnaires were completed between November 2014 and March 2015 during 5 field trips at weekends and 3 field trips on weekdays. Field trips involved one or 2 consecutive days of the same type (weekday or weekend), when it was not possible to sample the six islets in a single day. Interviews took place between 9 a.m. and 5 p.m. Data collection was undertaken only during the warm season, on the assumption of low variability of practices (type of activity and behavior) between seasons (personal observation and unpublished data).

Statistical analysis

As mentioned in the introduction, assessing users' recreational pressures and motivations involves identifying factors that account for their activity and behaviors. Among these factors, user-related (e.g. experiences, visit frequency) and trip-related factors (e.g. boat type, length of stay) were shown to have significant effects on settings preferences and the decision to participate in particular activity (Asikkutlu and Muderrisoglu, 2011; Cole, 2001; Cole et al., 2009; Eagles et al., 2002; Farr et al., 2014).

Logistic binomial models were used to model i) group participation in a given activity and associated behaviors; and ii) islet choice according to a selection criterion. For each activity considered, behaviors were modeled only for the subset of groups participating in that activity. Dependent variables (activity/behavior and selection criteria) were modeled as a function of three categories of independent factors: protection status, trips and user characteristics. Protection statuses were SMRA, NR and outside reserve (OR). Trip characteristics were boat type, the size of the group (number of persons), and duration of the trip. User characteristics were the number of years they have been visiting islets in the area, and the number of trips usually made each year. These characteristics correspond to the user interviewed. For site selection, the dependent variable of each model was the binary variable equal to 1 when the criterion was mentioned as influencing the selection of the site visited during the present trip (see subsection "data collection" for a description of activities and selection criteria).

For each binary variable considered, model selection was based on the likelihood ratio test (Venables and Ripley, 2003), including only factors significant at a 10% confidence level. This confidence level

was chosen to accommodate the large variability of responses to questionnaires. Each model was validated through a goodness-of-fit test (Faraway, 2006). For all selected models the deviance explained by each factor was computed, in order to rank their respective influence on the response variable. For factors with more than two levels, multiple comparisons based on Tukey's Honest Significant Difference method (Tukey, 1977) were used to test significant differences between factor categories.

Estimating pressure index and the number of groups per selection criterion by combining boat counts and survey data

Once on the islet, recreational users may impact local environmental and/or social conditions, depending on their activities and behaviors. As explained in the introduction, activities were distinguished from behaviors in the present study. More precisely, activity was defined here as the purpose of the trip, while behaviors define the way the activity was undertaken in accordance with the group's specific practices. Activities and behaviors considered may be ranked according to the expected pressure gradient. These were selected on the basis of being the most common practices of visitors observed on islets. The pressure level considered relates to environmental and/or social views.

Eleven pressure indices were computed corresponding to the annual number of groups participating in a given activity and behavior as presented in Figure III-2. Accordingly, the number of users on each site was computed at the year scale, for each activity, behavior and selection criterion. To obtain this figure, the number of boats per islet and boat type was first calculated at year scale based on the sampling scheme (Appendix, eqs. (1) and (2)). Associated variance was also computed to report between-day variability due to weather conditions and to within-day variation in user distribution. The number of users was derived from the number of boats previously calculated by multiplying it by the mean number of users per boat type and islet (eq. (3)). To determine these numbers according to activities and behaviors, we multiplied them by the mean proportion of groups (at each site and for each boat type) that displayed a given activity or behavior (eq. (4)). These estimates were used to determine the total number of groups over a year in terms of: i) boats (eq. (2)); and ii) users landed on each islet (eq. (5)). In addition, for each of these pressure metrics, the variance of the metric was computed by considering between-day and within-day variability of the proportion of the group engaging in the given practice (eqs. (1) to (5)).

To determine the number of visitors who came by taxi-boat, for each islet we multiplied the mean proportion of groups who came by taxi-boat by the number of visitors who landed on islet (eq. (5)), based on the assumption that the proportion of groups and visitors who came by taxi-boat is similar for each islet. Moreover, the number of users who came by taxi-boat on Maître islet is available from the official report of the South province of New Caledonia (unpublished data). This number was divided by the mean number of customers per taxi-boat group, obtained from questionnaires at Maître islet.

Relationship between practices and selection criteria

The relationships between behaviors associated with fishing, speed, on-land and swimming activities were explored through Multiple Correspondence Analysis (MCA). Activities and behaviors were active variables of the MCA, while selection criteria, islets and boat types were illustrative, i.e. they were only projected on the factorial plans to display their relationships with the active variables. For each activity (fishing, speed activity, swimming and on-land activity), each group was assigned a

single behavior (see Figure III-2). For on-land behaviors, users lighting a fire in a new place and who brought wood were not observed during the survey, and were thus not taken into account in the MCA.

Associations of categories between variables were interpreted by means of the direction and significance of correlation between variable categories and factorial axes, as evaluated from test-values (Lebart et al., 1984).

Characterization of settings preference

We analyzed the associations of selection criteria so as to characterize visitor expectations in terms of settings at any given visited site and by taking into account the three categories defined above (i.e. Manageable, Non-manageable, and Environmental). Three categories of recreational conditions were considered to i) identify for each islet the potential effect of settings management on visitors' islet selection and ii) assess the number of groups per islet selection criterion. We computed the mean proportion of response of each selection criterion, per islet, boat type and trip. With eight field trips and four boat types, thirty-two combinations of selection criteria were obtained for each islet. For each boat type at each islet, any combination was randomly resampled with replacement, with a sample size being the corresponding number of groups for this boat type and islet. This non-parametric bootstrap procedure provided the probability density of combinations, which were subsequently plotted in a ternary barycentric coordinate system for each islet (produced with the ggtern R package (<http://www.ggtern.com/home>). In the ternary barycentric coordinate system the position of a point is specified as the center of mass (barycenter) of the proportion of the three categories positioned at the vertices of an equilateral triangle. Each vertex of the triangle refers to a distinct selection criteria category (manageable, environmental quality and non-manageable). Hence, in a ternary plot, the proportions of the three categories for a given point sum to one. At each islet, the density patterns were then analyzed and were assumed to be representative of the outdoor recreational conditions expected by islet visitors.

Results

Description of recreational uses around coral reef islets offshore of an urban center

The MPA islets closest to Noumea were the most visited (Figure III-3), particularly Maître islet with almost 25,000 groups of visitors over the year. When accounting for the surface of the mooring area, Signal exhibited the largest boat density, with 350 boats/ha during the year, versus 261 at Larégnère islet and 170 at Maître Islet, all of these sites being MPAs. At non-MPA islets, boat density ranged between 55 and 26 boats/ha over the year. Boat densities significantly differed between MPAs and OR islets, and not among sites within a given protection status. Conversely, the annual density of visitors on land significantly differed between islets. The visitor pressure index was highest at Maître islet (10,618 visitors per inland hectare over the year) and Larégnère (16,761 visitors per inland hectare over the year). Although not an MPA, Mbe Kouen islet had a higher visitor pressure index (4,530 visitors per inland hectare over the year) than the MPA Signal islet (2,673 visitors per inland hectare over the year). The reason for this was that the inland surface of Signal is more than three times larger than that of Mbe Kouen. With similar inland surface areas, Mbe Kouen and Larégnère showed major differences in pressure index, with Larégnère Islet supporting an annual density of visitors almost four times as large as that of Mbe Kouen.

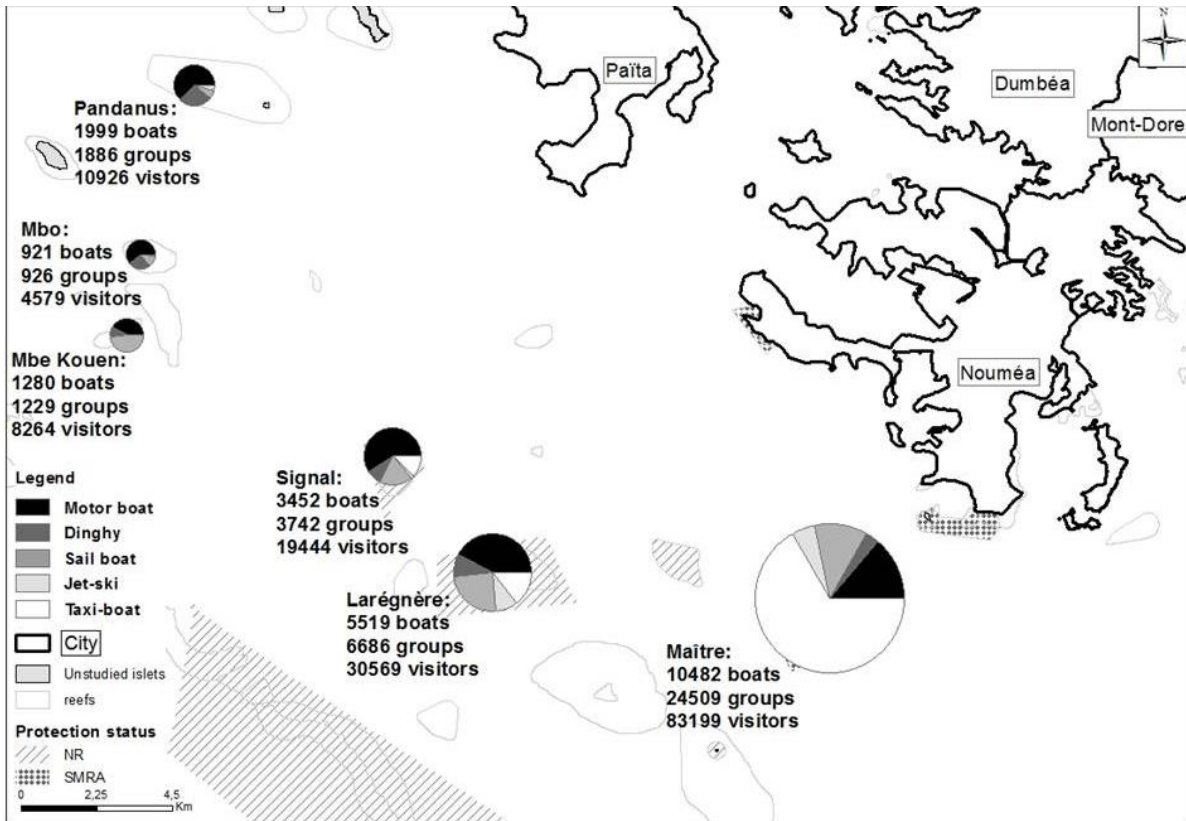


Figure III-3: Estimated annual number of groups and number of visitors landing on the islet for each boat type. Size and proportion of sectorial diagrams are proportional to the number of groups per boat type

The proportion of groups per boat type significantly differed between islets (Chi-square test, $p < 0.0001$). The main boat types were the taxi-boat at Maître (67%), sailboat at Mbe Kouen (48%) and motorboats at Signal (59%), Larégnère (40%), Pandanus (60%) and Mbo (61%). The size of the groups interviewed ranged between four and five persons with a minimum of one and a maximum of thirty-four. Logically, mean group size significantly differed between boat types (Kruskal-Wallis test $p < 0.001$), with on average more than five users for motor boats, between four and five users for sailboats, dinghies and taxi-boats, and fewer than three for jet-skis. Trip duration significantly differed between protection statuses. At non-MPA sites, the majority of groups stayed at least one night, while this was not the case for MPAs (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$). Of the users interviewed, 26% made fewer than eleven trips to any islet in a given year, 28% between eleven and twenty trips a year, and 46% more than twenty trips a year.

Practices and islet selection depends on protection status and trip characteristics

All models of activity and behaviors were validated, and significantly explained the data (Tableau III-2). User activities and behaviors significantly differed as a function of protection status, except for disembarkment on the islet and motorized speed activity. Unsurprisingly, the proportion of groups fishing during the trip was larger at OR islets when fishing took place around the islet (38% at OR islets versus 0% on MPA islets). This was also the case even when fishing took place in other lagoon areas, since 45% of users interviewed at non-MPA islets had fished in other lagoon areas, versus only 9% at MPAs. Speed activity was the favorite activity at Maître islet (SMRA) with 6,884 groups per year, partly explained by the presence of a kite-surf school and a large area of shallow water suitable

for kite-surfing. Swimming was practiced more at NR islets (97%) than at Maître islet (81%) (SMRA). Similarly, a larger proportion of visitors lit fires on NR islets (35%) and OR islets (55%) than on the SMRA islet Maître (6%), even though barbecues were observed on the latter. Conversely, snorkeling activity among swimmers did not differ markedly between protection statuses ($p < 0.1$). Overall, among the significant explanatory factors, between-islet differences were mostly explained by protection status, except for snorkeling, speed activity, and lighting fires.

Trip characteristics also significantly explained activities and behaviors, especially boat type (Tableau III-2). Groups in dinghies fished more often during their trips (45%) than motorboat groups (17%) or visitors who came by taxi-boat (2%). Jet-ski groups, unsurprisingly, mostly engaged in speed activity (79%). Visitors in motorboats landed more often on islets (86%) than sailboat visitors (73%) ($p < 0.001$). Among disembarking visitors, those who came by motorboat, dinghy or taxi-boat more often lit fires on islets than sailboat visitors (14% for sailboats versus 32% for motorboats, 48% for dinghies and 33% for taxi-boats). Finally, visitors who came by taxi-boats practiced more snorkeling when swimming (89%) than visitors in motorboats (78%) or dinghies (67%). Aside from activity and behavior, bigger groups more often disembarked, lit fires and swam. In addition, overnight visitors were more likely to fish, practice a speed activity, land on islets, light a fire, swim and snorkel.

Participation in activity and behaviors was partly determined by user characteristics, as relatively recent users of the Noumea lagoon (1 to 5 years) were more likely to light a fire (43%) than those with longer experience (22%) ($p < 0.001$). Moreover, users making fewer trips per year swam more often than the rest (96% for users having fewer than 20 trips per year versus 86% for others) ($p < 0.01$).

Accessibility was the most frequently mentioned criterion for choosing a site (46% in total). This criterion was proportionally more cited by users at the SMRA islet (54%) than at NR islets (43%) and OR islets (38%). For all other criteria, the proportion significantly depended on whether or not the site was an MPA, with the exception of i) criteria only relevant for MPAs and ii) the fishing criterion, which was only relevant outside MPAs (Tableau III-3). The effect of boat type was always significant, while other trips and user characteristics had a significant effect on fewer criteria. Hence, boat type was found to be largely linked to selection criteria.

The SMRA islet was significantly more visited for engaging in speed and excursion activities. At NR islets, random site selection was relatively more mentioned by visitors than for the SMRA islet. At NR islets, users more often mentioned environmental assets (marine biodiversity, submarine landscape and islet beauty) as determining their selection of islet, while protection status per se was not. Quietness was significantly more mentioned at OR islets and it was more important for users at NR islets than at the SMRA islet.

Site selection also strongly depends on boat type. Taxi-boat visitors more often select islets at random and significantly less for protection status and excursion activity criteria than motorboat and sailboat users. Sailboat users more often mentioned marine amenities (permanent mooring) as determining their choice than motorboat and dinghy users, while the reverse was the case for terrestrial amenities. Unsurprisingly, weather conditions were less mentioned by taxi-boat users, who were less concerned by navigation conditions than other users.

The choice of an islet was not related to group size, while visitors spending at least one night at sea were more influenced by the existence of terrestrial amenities. In addition, excursion practice was determining in selecting a destination. Daytrips more often corresponded to random site selection.

Tableau III-2 : Outcomes of the models of user's practices (***: 0.1% significance level, **: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, Ns: non-significant). Multiple comparisons provided the direction of effect between significantly different categories (termed "Direction of effect" below). R2 statistics were computed as the ratio of the deviance explained by the model and the deviance to that of the null model. n was the sample size for each response. For each significant factor, partial R2 is shown parentheses.

| Response variables | n | R ² | Explanatory factors | | | | | | |
|--|-----|----------------|---|------------------------------------|--|--|-------------------------|---|----------------------|
| | | | Protection status | Trip characteristics | | | Users characteristics | | |
| | | | | Boat type | Number of users within the group | Number of nights | Number of trip per year | Experience | |
| Fishing activity | 458 | 24 | p-value (partial R ²) Direction of effects | ***(6) OR>SMRA*** OR >NR*** | ***(5) Dinghy>Motorboat . Dinghy>Taxi-boat** Dinghy>Sailboat . Motorboat>Taxi-boat . | Ns | *(2) 1+ > 0* | . (1) "11-20" > "<11" | Ns |
| Fishing activity around the islet (among fishers visitors) | 69 | 34 | p-value (partial R ²) Direction of effects | ***(34) | Ns | Ns | Ns | Ns | Ns |
| Speed activity | 463 | 17 | p-value (partial R ²) Direction of effects | ***(6) SMRA>NR *** | ***(9) Jet-ski>Motorboat *** Jet-ski>Dinghy *** Jet-ski>Sailboat *** Jet-ski>Taxi-boat *** | Ns | . (1) 1+ > 0 . | Ns | . (1) |
| Motorized speed activity (among visitors having speed activity) | 67 | 79 | p-value (partial R ²) Direction of effects | Ns | ***(79) | Ns | Ns | Ns | Ns |
| Speed activity in mooring area (among visitors having speed activity) | 67 | 61 | p-value (partial R ²) Direction of effects | ** (13) SMRA>NR* NR>OR . | *(14) | Ns | *** (19) 0 > 1+ * | *(10) | Ns |
| Swimming activity | 463 | 26 | p-value (partial R ²) Direction of effects | *** (5) NR>SMRA** | Ns | *(4) 7+ > 1-2 . | *** (5) 1+ > 0 ** | *** (7) "<11" > ">20" ** "11-20" > ">20" ** | Ns |
| Snorkeler activity (among swimmers) | 425 | 5 | p-value (partial R ²) Direction of effects | . (1) NR > SMRA * | *(3) Taxi-boat>Motorboat . Taxi-boat>dinghy* | Ns | . (1) 1+ > 0 . | Ns | Ns |
| Landing on islet (except Taxi-boat) | 348 | 22 | p-value (partial R ²) Direction of effects | Ns | *** (7) Motorboat>Sailboat ** Dinghy>Sailboat . | *** (11) 4-6 > 1-2*** 4-6 > 3-4 . 7+ > 1-2*** 7+ > 3-4** | *** (5) 1+ > 0*** | Ns | ** (4) 1-5 > 5+ . |
| Fire (among users who land on islet) | 404 | 46 | p-value (partial R ²) Direction of effects | ** (6) NR > SMRA * OR>SMRA* | *** (12) Motorboat>Sailboat*** Dinghy>Sailboat*** Taxi-boat>Sailboat*** | *(1) 7+ > 1-2 * | *** (14) 1+ > 0*** | *** (4) 1-5 > 5+*** | |
| Fire on a new spot (among users who make a fire) | 118 | 10 | p-value (partial R ²) Direction of effects | ** (10) OR>NR * | Ns | Ns | . (4) 0 > 1+ . | Ns | Ns |
| Wood collection on islet (among users who make a fire) | 118 | 10 | p-value (partial R ²) Direction of effects | ** (10) OR>NR ** NR > SMRA * | Ns Taxi-boat>Motorboat . Taxi-boat>dinghy* | Ns | Ns 1+ > 0 . | Ns | Ns |

Tableau III-3: Outcomes of the models of the site selection criteria (***: 0.1% significance level, **: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, Ns: non-significant). Multiple comparisons provided the direction of effect between significantly different categories (termed “Direction of effect” below). R² statistics were computed as the ratio of the deviance explained by the model and the deviance to that of the null model. n was the sample size for each response. For each significant factor, partial R² is shown in parentheses.

| | Selection criteria | n | R ² | Explanatory factors | | | | | |
|-----------------------|---|-----|----------------|--|---|--------------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------|
| | | | | Protection status | Trip characteristics | | | Users characteristics | |
| | | | | | Boat type | Numb of users within the group | Number of nights | Number of trip per year | Experie nce |
| Manageable | Quietness / solitude | 463 | 11 | p-value (R ²) Direction of effects ***(8) NR > SMRA * OR > SMRA *** OR > NR *** | *(2) Motorboat > Sailboat . Taxi-boat > Sailboat . | Ns | Ns | . (1) | Ns |
| | Protection status (among users interviewed on MPA's islet) | 392 | 10 | p-value (R ²) Direction of effects Ns | *** (10) Motorboat > Taxi-boat* Sailboat > Taxi-boat*** | Ns | Ns | Ns | Ns |
| | Marine amenities (among users interviewed on MPA's islet) | 392 | 21 | p-value (R ²) Direction of effects Ns | *** (21) Sailboat > Motorboat* Sailboat > Dinghy . | Ns | Ns | Ns | Ns |
| | Terrestrial amenities (among users interviewed on MPA's islet) | 392 | 4 | p-value (R ²) Direction of effects Ns | *(3) Motorboat > Sailboat* Dinghy > Sailboat* | Ns | ** (3) 1+ > 0 ** | Ns | Ns |
| | Speed activity | 463 | 15 | p-value (R ²) Direction of effects *** (8) SMRA > NR *** | . (3) | Ns | Ns | Ns | *(4) “1-5” > “>20” |
| | Fishing activity | 71 | 22 | p-value (R ²) Direction of effects Ns | ** (22) | Ns | Ns | Ns | Ns |
| | Excursion activity | 463 | 12 | p-value (R ²) Direction of effects ** (2) SMRA > OR ** NR > OR * | *** (4) Motorboat > Taxi-boat ** Sailboat > Taxiboat ** | Ns | *** (2) 1+ > 0 *** | . (1) “<11” < “11-20” . | Ns |
| Environmental quality | Environmental marine quality (submarine landscape, marine biodiversity) | 463 | 8 | p-value (R ²) Direction of effects *** (6) NR > SMRA ** NR > OR *** SMRA > OR * | *(2) | Ns | Ns | Ns | Ns |
| | Islet beauty | 463 | 9 | p-value (R ²) Direction of effects *** (3) NR > SMRA *** OR > SMRA . | ** (3) | Ns | Ns | Ns | . (2) |
| Unmanageable | Random selection | 463 | 10 | p-value (R ²) Direction of effects ** (5) NR > SMRA * | ** (7) Taxi-boat > Motorboat . Jet-ski > Motorboat ** | Ns | . (2) 0 > 1+ . | Ns | Ns |
| | Weather condition | 463 | 22 | p-value (R ²) Direction of effects *(1) SMRA > OR * NR > OR . | *** (14) Jet-ski > Taxi-boat ** Motorboat > Taxi-boat *** Dinghy > Taxi-boat *** Sailboat > Taxi-boat *** | Ns | Ns | Ns | ** (3) “>20” > “<1” |

In general, protection status and trip characteristics were found to have a greater effect on islet selection than user characteristics. For experienced users (> 20 years in Noumea's lagoon) islet selection was less motivated by the practice of speed activities. This result was explained by the fact that speed activity was mainly practiced by significantly younger users (Kruskal-Wallis test $p < 0.001$), who were also significantly less experienced (Kruskal-Wallis test $p < 0.01$).

Estimation of pressure indices and number of groups per selection criterion

Pressure indices pertaining to landing, speed, and swimming activities appeared to be highest on MPA islets (both SMRA and NR), which thus suffered from the highest level of pressure from these activities and behaviors (Figure III-4) ($p < 0.05$). Unsurprisingly, fishing activity pressure around islets was only found at OR islets, with a maximum at Pandanus. This finding held true whether users fished around the islet or further away from it. However, a large number of groups at NR and SMRA islets had fished earlier or were planning to fish during their trip. These groups were more numerous at the Larégnère and Signal MPAs than at the Mbe Kouen or Mbo OR islets, although these differences were not significant.

With the highest number of groups, Maître Islet (SMRA) also hosted the highest numbers of groups with swimmers, snorkelers, and practitioners of speed activity (Figure III-4).

Although fire practices are regulated on MPAs (NR and SMRA) islets, pressure indices with regard to new fire places and wood collected on the islet were respectively highest at Larégnère islet (NR) and Maître islet (SMRA) (Figure III-4).

Accessibility was the main criterion mentioned (56% of visitors) for selecting a particular islet (Figure III-5). Management conditions or environmental quality mattered less for the users interviewed. This finding supports the hypothesis that the spatial distribution of recreational users among islets was mostly explained by distance from the place of departure. The second most important criterion concerned weather conditions (25%). Random selection was mentioned by 21% of visitors.

Expected environmental quality was determining for almost a quarter of visitors. 17% and 19% of visitors chose the islet for speed and excursion activities respectively, which are permitted at all the islets. Fewer people chose the islet for its protection status (8%), amenities (between 11% and 14%), or being able to practice an activity prohibited in MPAs (1%). Practice of an activity determined site selection for 17% and 19% of the visitors for speed and excursion activities respectively.

Thus there was a major specificity of islet effect not related to management in visitors' choice. Quietness applied to only 14% of visitors at these 6 islets. However, this proportion increases to 49% at Mbe Kouen and 59% at Mbo.

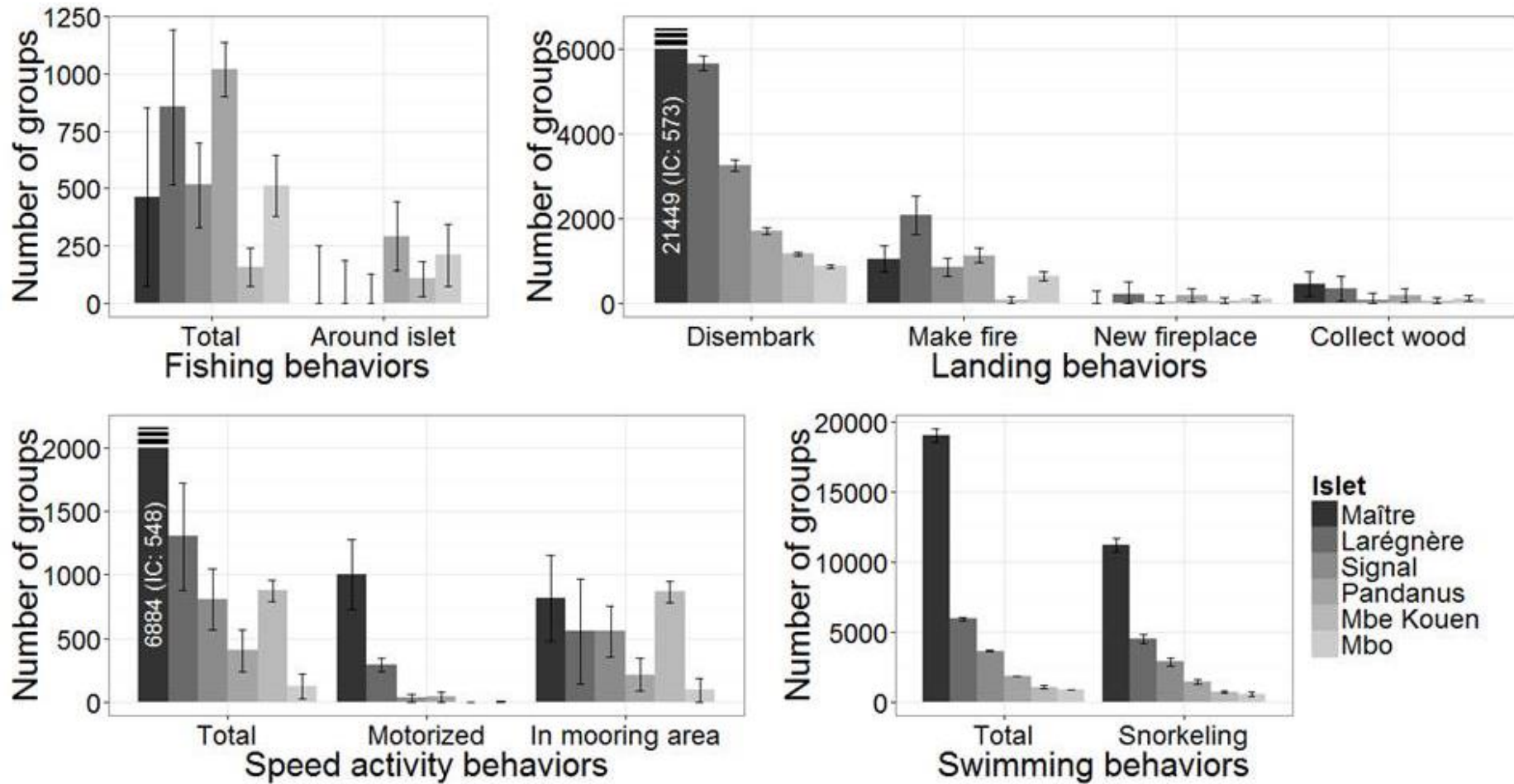


Figure III-4: For each activity, number of groups displaying a given behavior at a given islet with 95% CI. Plots related to landing and speed activities were truncated for clarity. The number of groups (and associated 95% CI) disembarking and practicing speed activity at Maître islet was added to the plot (white figures).

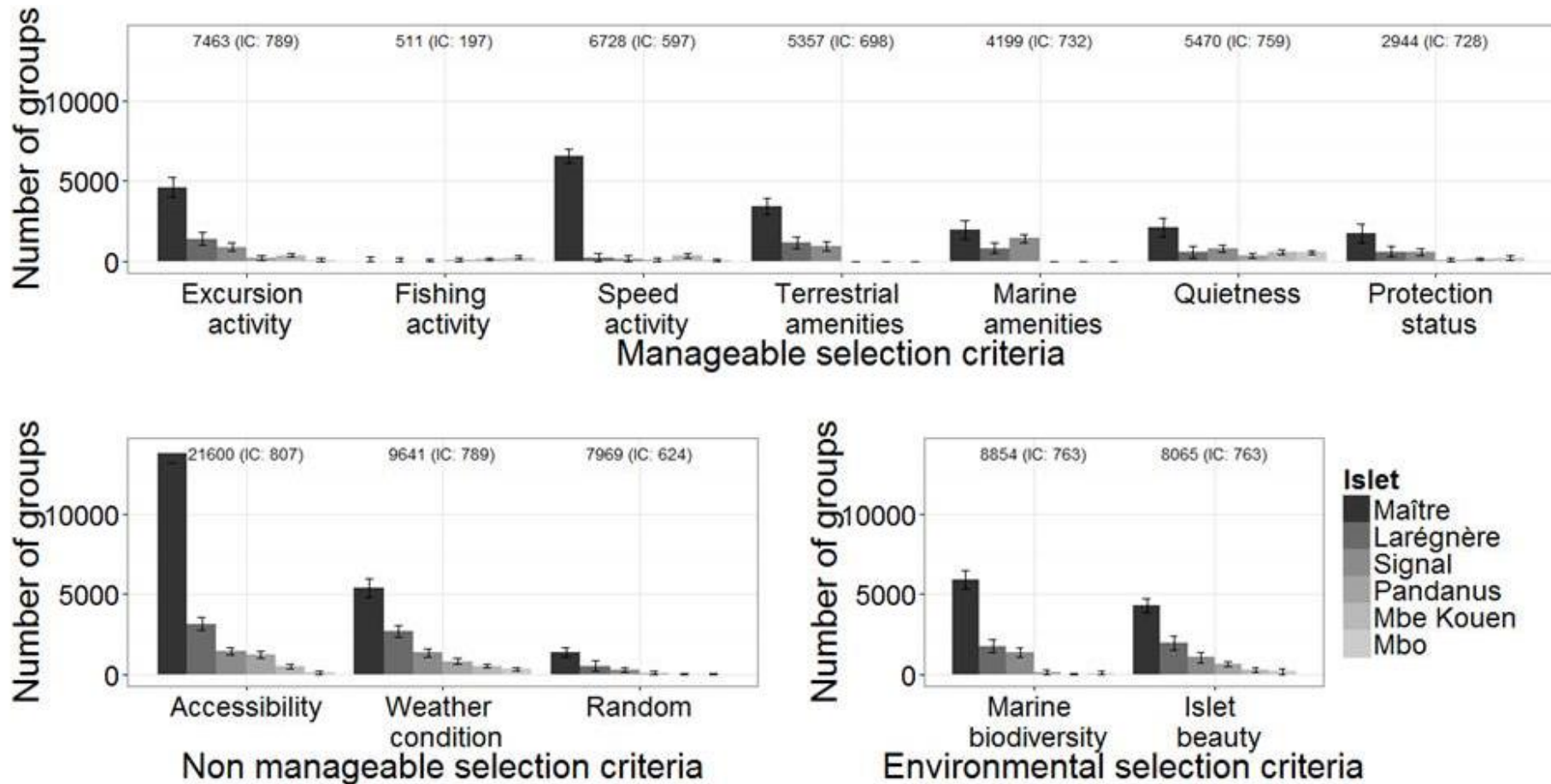


Figure III-5: Number of user groups per islet with 95% CI. Top: manageable selection criteria; bottom left: non manageable criteria, and bottom right: environmental quality. The overall number of groups (summed over sites) (and with 95% CI) for each criterion is displayed above the corresponding barplot

Relationship between behaviors and site selection

The first two axes of the MCA explained 19% and 13% respectively of the data variance, thus highlighting the large variability of behavior between groups (Figure III-6). The first axis discriminated swimming from speed activity, while the second mainly distinguished fishing from land behaviors and jet-ski.

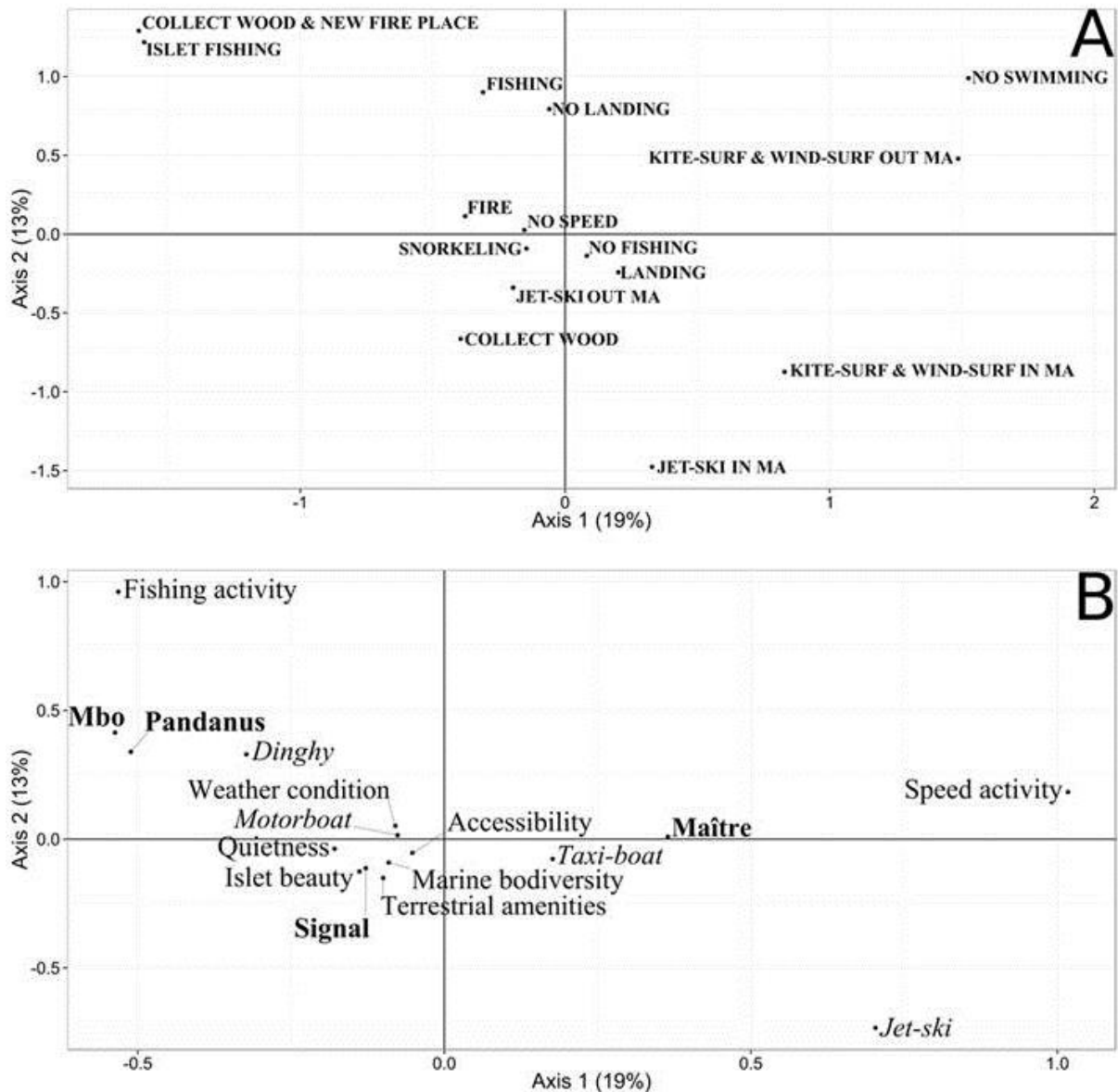


Figure III-6: Projection of activity and behavior categories (A) for speed (out MA: speed activity outside mooring area, in MA: speed activity inside mooring area), swimming, fishing and on land activity on factorial plans of the MCA. Selection criteria, islets (bold) and boat type (italics) only were projected on the factorial plan (B). Only categories significantly different from origin based on v test are displayed.

Regarding fishing, there was an unsurprisingly high positive correlation between fishing activity and selection of islet for fishing purpose. In addition, fishing was mostly associated with dinghies and OR islets. Less intuitively, marine environmental quality selection criterion was negatively correlated with

fishing. The proportion of fishers' groups either landing, or when landing, collecting wood and choosing a new fire place was lower than for other activities.

Kite-surfers and groups undertaking speed activity in mooring areas most often did not swim, as the main purpose of their trip was to engage in speed activity. They were mostly encountered at Maître and Signal islets, where they came on a jet-ski or by taxi-boat. These users chose the islet visited less for islet beauty, quietness and weather conditions.

Snorkelers did not practice speed activities. They often lit a fire at an existing fire place, with or without wood collection. Selection criteria for these groups generally involved environmental quality, terrestrial amenities and quietness. They were mostly found at Signal, Pandanus and Mbo islets.

Groups interviewed at Larégnère and Mbe Kouen, as well as groups on sailboats, were not associated with any particular activity or behavior.

Settings preferences

Ternary diagrams display the diversity of selection criteria combinations among the islets (Figure III-7) in close relation to the conditions expected by visitors at each islet. These patterns were found to be consistent on weekdays and at weekends.

Results were summarized in accordance with three main patterns. The first concerns Signal and Larégnère, for which environmental quality was more mentioned than at the other islets, with 44% mentions for Larégnère and 48% for Signal. Note, however, that other criteria were equally mentioned for these two islets. The second pattern was observed at Mbo and Mbe Kouen, where manageable selection criteria were the most mentioned, with respectively 83% and 92%. Quietness was important for groups visiting these islets. The third pattern concerned Maître and Pandanus, for which accessibility was determining, with respectively 85% and 72% of mentions. These islets are the closest to the mainland. For them, other selection criteria differed between Maître and Pandanus, which were respectively mostly chosen for speed and fishing activity.

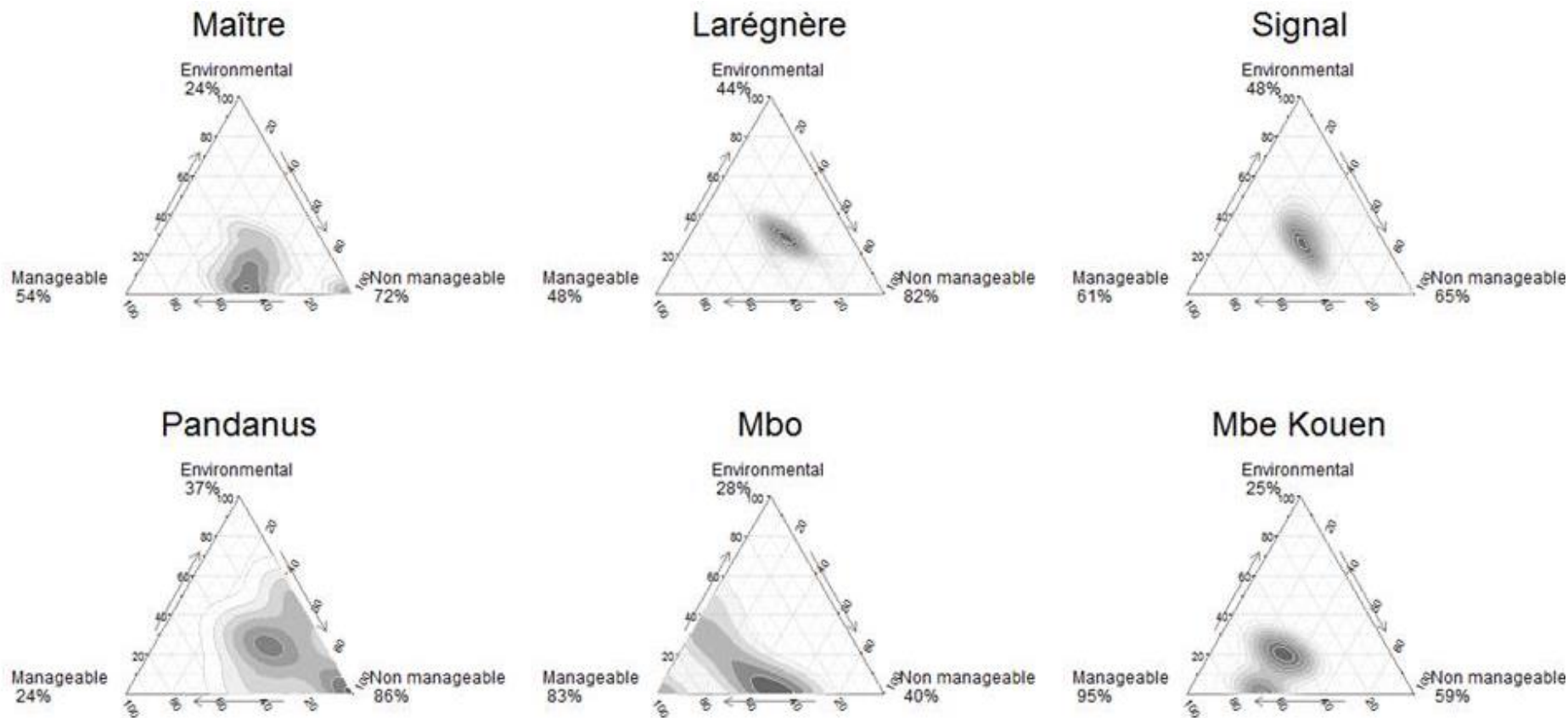


Figure III-7: Ternary diagrams depicting the selection criteria characteristic of each islet. Each tip of a ternary diagram corresponds to a criterion category: environmental quality (both on the islet and underwater) (top), manageable criteria (i.e. practice of an activity, existence of amenities, quietness or protection status) (bottom left) and non manageable criteria (accessibility, weather conditions or random selection) (bottom right). Darker grey patches represent a higher proportion of users mentioning the corresponding combination of selection criteria. Percentages displayed at each tip represent the annual proportion of groups mentioning a criterion in that category.

Discussion

Pressure indices are higher in MPAs

In this paper, we computed pressure indices as the product of the number of visitors and the proportion of users displaying specific impacting behaviors, such as fishing, snorkeling, scuba-diving, wood collection or setting new fire places. Our results showed higher pressure indices inside MPAs. This finding is explained by the much higher number of visitors within MPAs than ORs, consistently with previous studies on the spatial distribution of recreational uses in the same area (Gonson et al., 2016), in the Florida Keys National Marine Sanctuary, United States (Shivlani and Suman, 2000), and in the Ningaloo Reef Marine Park, Australia (Smallwood et al., 2012b). The fact that impacting behaviors were less frequent in MPAs than ORs did not compensate for the large number of visitors in the resulting pressure indices. Note that the proportion of impacting behaviors greatly depended on boat type.

In this study undertaken in New Caledonia, two different kinds of MPA were considered: i) Sustainable Management of Resources Area (SMRA) protection status, which aims at promoting economic activity as well as environmental conservation; and ii) Natural Reserve (NR) status, for which environmental conservation (both marine and terrestrial) is the main objective. The SMRA islet was characterized by a high proportion of users practicing speed activity (especially kite-surf and jet-ski). This is currently a concern for managers. Jet-skiing is a major source of conflict among users (McAuliffe et al., 2014), and creates a disturbance even when there are relatively few users (Widmer and Underwood, 2004). In addition, the rapid movement of craft, noise pollution in the case of jet-skis and parafoils in the air, and trampling in the case of kite-surfing, constitute sources of disturbance for birds, habitats and marine organisms (see Davenport and Davenport, 2006; Whitfield and Becker, 2014 for a review). Because there was only one SMRA site in this study (Maître islet), it was unfortunately not possible to disentangle the effect of SMRA protection status from a strictly site-specific effect. Such difficulty had been highlighted by Willis et al., (2003) for the effect of MPAs on the environment. The sustainability of economic activities in SMRAs calls for a minimum number of visitors. In many cases, these activities depend on the existence of amenities, which increase the site's attractiveness (Monz et al., 2010), but also its environmental impact. They therefore directly and indirectly increase pressures in coastal areas (Davenport and Davenport, 2006; Hardiman and Burgin, 2010), thus potentially jeopardizing both the ecological effects of MPAs and the sustainability of economic activity for SMRAs. As a consequence, user experience may be affected for activities that require environmental quality, e.g. boating, snorkeling and scuba-diving.

In contrast to SMRAs, our results showed that activities directly depending on environmental quality such as snorkeling were more practiced at NR islets. This finding confirms that users of NRs preferred nature-oriented activities (snorkeling, swimming, lighting a fire) and is consistent with other studies showing that the main satisfaction factor for snorkelers in coral reefs is the perceived abundance of coral and fish (Inglis et al., 1999; Shafer and Inglis, 2000; Shelby and Heberlein, 1984). The NR islets studied were established in the 1980s, and fish assemblages have since been replenished (Wantiez et al., 1997, 2004). As a consequence of environmental quality and facilities such as barbecues and the possibility of camping, NR islets have a larger number of visitor than OR areas, resulting in high pressure levels on both the marine (swimming, snorkeling) and terrestrial natural environment (campfire and trampling). At the same time, behaviors observed at NR sites are less detrimental than at OR islets (e.g. relatively less wood collection and fewer new fire places). This can be explained

variously by effective enforcement, installed barbecues (to limit new fire places) and information (to limit wood collection).

Outside MPAs (OR), fishers were unsurprisingly more numerous, and fishing activity was not observed in any of the three MPAs considered, which are long established and well complied with. In addition, groups mentioning fishing activity during the trip were observed more at OR islets than at MPA islets. For activities other than fishing, pressure indices were lower at OR sites, due to of the fewer visitors, although their behaviors were more impacting on land, notably through wood collection and setting new fire places.

Site selection depends on protection status and practices

Results first show that site selection depends on protection status. The SMRA site was selected for speed activity and excursions, while NR islets were chosen more for environmental quality. OR islets were obviously selected for fishing, but also for their quietness. In addition, site selection differed depending on boat type. Taxi-boat users were less concerned about weather conditions than those using their own boat. Marine amenities were found to be more important in the case of sailboats than for motorboats, while the reverse was true for terrestrial amenities. Gray et al., (2010) also found that motorboats are more attracted by amenities, whether terrestrial or marine, than sailboats. Our results provide information on the attractiveness of amenities in relation to boat type, thus providing a valuable insight for managers.

Second, this study demonstrated that site selection depends on the intended activities, in particular for speed and fishing. Specific practices were explained by the fact that a site is favorable for an activity. For instance, for spending the day there, fishers chose sites where fishing was allowed, or sites close to fishing areas. Within the study area, the MPA network is designed in such a way that the barrier reef facing OR islets is also OR, whereas it is an NR facing MPA islets. Furthermore, OR islets with surrounding lagoon areas and reefs are more remote from the main city than MPAs. Similarly, jet-skiers and kite-surfers selected the islet on the basis of their favorable settings. At the SMRA islet, the presence of a large area of shallow water and a kite-surf school is particularly favorable for kite-surfing. At the same site, the practice of jet-ski is facilitated on the leeward side of the islet, and by the existence of a jet-ski rental company. In other areas, the practice of jet-ski was not related to any specific setting, as the jet-ski was mostly used to travel to the islet. The link between site selection and specific practices is consistent with the results of previous studies in a terrestrial context. Hence, Tarrant et al., (1999) presented users' motivations for participating in a specific activity or behavior so as to enhance the quality of their experience. Clark and Stankey (1979) studied the effect of setting conditions (managerial, physical and social) on visitors' experience. This underpins the ROS framework, which hypothesizes that users select the site they visit according to its characteristics, based on the practice they want to engage in.

In this study, the ROS setting classes were helpful for categorizing users' motivation patterns based on environmental, manageable and non-manageable selection criterion categories. Accessibility, which was considered as non-manageable, emerged as the main criterion. The degree of accessibility must be taken into account by managers in regulating the spatial distribution of users in the coastal area, including through the location of new marinas.

As regards manageable criteria, islet amenities and quietness were mentioned in particular for site selection. Swimmers, especially, said that they choose their destination for its quietness. Yet quietness does not appear to be exclusive to a particular site or setting, as it was mentioned at each islet. This

may be because perception of quietness was highly variable among individuals (Gray et al., 2010). A large proportion of users seeking quietness were observed in sites more remote from the coast, and thus having lower visitor densities. Some users said that they chose remote sites following previous experiences in more accessible but crowded areas. So-called coping strategies (Kuentzel and Heberlein, 1992) were also observed in outdoor recreation studies (Arnberger and Brandenburg, 2007; Kuentzel and Heberlein, 1992; Manning, 1999; Manning and Valliere, 2001; Shelby and Heberlein, 1984). In addition, we observed that users mentioning land amenities as a selection criterion were also more often associated with less impacting behaviors (e.g. lighting fires in installed fire places without collecting wood). However, such amenities might be viewed as decreasing the wildness of the area visited and thus affecting the quality of users' experience (Driver and Brown, 1978).

Environmental quality was the primary and most influential satisfaction factor for snorkelers. Similar outcomes were obtained by Shelby et al., (1984), Inglis et al., (1999) and Shafer and Inglis (2000). A previous study conducted in French MPAs, including in the same area, showed that MPAs were perceived by visitors as providing a better environment (Pelletier et al., 2011). Similar results were also found in the Mediterranean for recreational scuba divers, since such nature-oriented activity directly depends on environmental quality (Roncin et al., 2008). In parallel, MPAs are an opportunity for managers to promote environmental education, as for instance, at another MPA islet near Noumea, where an underwater trail has been established.

In our study area, human populations and boating infrastructure (launch ramp, marinas) are concentrated in Noumea. The way the ROS approach was adapted in this study revealed the link between site selection and user practices. This approach could be utilized to anticipate changes in the distribution of recreational user pressures and to provide guidance for the development of shore-based nautical infrastructure. This is particularly important in a context where demographic change is heterogeneously distributed, with neighboring cities (Dumbea, Païta and Mont-Dore) undergoing a greater population increase than Noumea city itself.

Production of specific pressure indices

In this paper, pressure indices linked to recreational uses were computed by explicitly integrating counts and interview data, which to our knowledge was not found in the literature. These indices were defined by activity and behavior, and as such provide specific indices that can be more easily related to impacts. The need to explore new response variables for studying the use-impact relationship was highlighted by Monz et al., (2010). Note that pressure indices alone do not allow the associated impacts to be assessed, and additional data are needed for this purpose, since the relationship between pressures and environmental impacts also depends on the sensitivity of species and habitats (Cole and Monz, 2004). Furthermore, existing studies on outdoor recreation activities have shown that the relationship between pressures and impacts is often non-linear and depends on both direct and indirect effects on the ecosystem (Cole, 2004; Milazzo et al., 2002). We intend to use our pressure indices in forthcoming work involving ecological data on habitat and marine species collected in the same area and at comparable temporal and spatial scales.

To our knowledge, this is also the first study providing pressure indices with associated uncertainty estimates. The precision of pressure indices was estimated by considering sources of sampling variability associated with both counts and interviews. Seasonal variability was included in the estimation of pressure indices through count estimates. Due to sampling costs, boat counts and interview data were collected at different dates (at a one year interval, but during the same season).

Our results are thus based on the reasonable assumption that user responses could be combined with boat counts collected over the previous year. The obtained confidence intervals were relatively low, especially for the most common practices (e.g. disembarkment, swimming, snorkeling), thereby providing managers with reliable activity-specific information. The precision of estimates also enabled to detect significant differences in pressure indices between protection statuses and between recreational settings.

To summarize, our results highlight the importance and interest of considering both quantitative and qualitative information on recreational uses for assessing related pressures.

Implications for management

Our results are based on data collection that could be repeated over time within a monitoring perspective. This study might be useful for managers in several ways.

First, the approach provides an estimation of pressure indices regarding particular practices and behaviors for a set of recreational activities. Pressure indices defined in this way are needed to evaluate impacts through comparison with ecological data. Furthermore, such information is of primary importance for carrying capacity assessment, since it takes into account both the number of users and their practices. Indeed, user counts were used to assess carrying capacity in previous studies, either for social carrying capacity (Leujak and Ormond, 2007), environmental carrying capacity (Simeone et al., 2012) or both (Salerno et al., 2013). However none of these studies consider activity or behaviors, whereas these may affect the carrying capacity assessment. In fact, this lack of knowledge was highlighted by Simeone et al., (2012) for the environmental carrying capacity of beaches.

Second, we have been able to identify relationships between settings characteristics, user selection criteria and user practices. Consequently, these relationships allow to anticipating pressures based on setting characteristics. Existing studies applying ROS in an MPA context have focused on the relationship between setting characteristics and visitor experience quality (Gray et al., 2010; Shafer and Inglis, 2000). And, by controlling settings, managers influence visitors' quality of experience (Cole and Hall, 2009) and thus users finding specific practices satisfying (Driver and Brown, 1978). Although users' quality of experience was not explicitly addressed here, our results provide insights for managers for managing settings in order to promote or restrict specific practices.

Third, our results provide new insights for managing recreational users. Faced with a clear increase in the number of visitors, especially within MPAs, as is the case in our study area (Gonson et al., 2016), limiting access is an option for managers. However, any access restriction might result in conflicts among users and thereby potentially jeopardize management effectiveness by reducing the acceptance of MPAs (Force and Gubbay, 2009). Access restriction is thus sometimes viewed as a radical solution (Alden, 1997). Here, we showed that accessibility was the main reason for selecting a given site, irrespective of its protection status. Thus the closest islets were visited for their accessibility, a finding that explains the associated visitor density. For these highly accessible sites, protection measures such as a fishing ban and installed fire places mitigate visitors' potential environmental impacts. Conversely, when these sites are close to shore but are not MPAs, as it is the case for Pandanus islet, an increase of the number of fishers and impacting fire practices are highly likely. This is a concern for managers, because population increase in northern city suburbs is more marked than in Noumea. Yet site selection often depends on several criteria. Hence managers have to consider the characteristics of site specific settings when applying management measures in recreational settings.

The main objectives of NR islets concern conservation. At these islets, positive effects of protection on fish communities and habitats have been demonstrated (Wantiez et al., 1997, 2004). Furthermore, the importance of environmental quality selection criteria for users within these sites might be seen as an indirect sign of protection performance. Such an effect can explain the high proportion of users engaging in nature-oriented activities (e.g. snorkeling) and the wilderness experience (e.g. lighting a fire), which directly depend on environmental quality. Thus, at these sites, the expected outcomes of protection are an important satisfaction factor for recreational users, highlighting the attractiveness of MPAs' environmental quality. Consequently, banning additional activities that impact the environment (e.g. jet-ski) or annoy users looking for the wilderness experience (e.g. speed activities on the leeward side of the islet) is an option for managers.

The most remote sites were shown to be more visited for quietness, given the increase in recreational activity in more accessible areas. At these islets, we found fewer visitors and boats, thus resulting in lower pressure indices. Unfortunately, the relationship between environmental impact and amount of use is not linear. Indeed, when the pressure level is low, a small increase may cause a significant increase in impact, while this may not be the case when the degree of pressure is already high (Cole, 2004). In New Caledonia, areas hosting bird populations are particularly sensitive to disturbances during the nesting period, and even a small number of visitors can cause considerable damage. Thus regulations (e.g. protection status, access limitation) should be considered for those remote sites, as has been done at Mbe Kouen islet, where landing on islet is prohibited when marine birds are nesting. Note, however, that the effectiveness of such measures on the state of the environment and on social acceptance have never been assessed.

Conclusion

Faced with the increase of population and tourism in coastal areas, MPAs are subject to high levels of pressure associated with recreational activities. Concentration of pressure within no-take areas is explained by the attractiveness of specific activities, either associated with the development of commercial infrastructure or due to the environmental quality afforded by protection. Pressure indices not only depend on user numbers and distribution but also on their practices. Appropriate management of site settings can be helpful for influencing the distribution of pressures without resorting to access restriction.

In order to affect users' distribution without restricting access and thus jeopardizing the acceptance and success of MPAs, settings management can foster less-impacting behaviors. However, the effect of changes in settings management should be investigated by monitoring users' practices and perceptions. Such information over time could allow better adaptive management of recreational users and thus achieve a balance between recreational uses and environmental protection.

Acknowledgement

This study forms part of a PhD in the AMBIO project funded by the Conservatoire des Espaces Naturels, the three provinces and the Government of New Caledonia, and the French Ministry of Ecology and Sustainable Development (12/1219969/C).

Appendix A :

Let us denote s the site, b the boat type, i the trip index, q the quarter, and d the day type. s, i, q and d vary between 1 and respectively $S=6, I=50, Q=4$, and $D=2$. N_{qd} is the number

of days per quarter and day type. n_{sqd} is the number of trips per site, quarter, and day type, and B_{sqdb} is the number of boats per site, quarter, day type and boat type

| | |
|---|---|
| Mean number of boats per islet, quarter, day type and boat type | (1) $\overline{B_{sqdb}} = \frac{\sum_{i=1}^{n_{sqd}} B_{isqdb}}{n_{sqd}}$ $\hat{V}(\overline{B_{sqdb}}) = \frac{1}{n_{sqd} (n_{sqd} - 1)} \times \left(1 - \frac{n_{sqd}}{N_{qd}}\right) \times \sum_{i=1}^{n_{sqd}} (B_{isqdb} - \overline{B_{sqdb}})^2$ |
| Total number of boat per boat type and islet over the year | (2) $\widehat{B}_{sb} = \sum_{q=1}^T \sum_{d=1}^D (N_{qd} \times \overline{B_{sqdb}})$ $\hat{V}(\widehat{B}_{sb}) = \sum_{t=1}^T \sum_{d=1}^D (N_{qd}^2 \times \hat{V}(\overline{B_{sqdb}}))$ |

P_{jsb} = number of users per group

j = group index (with J number of group)

| | |
|--|---|
| Mean number of users for boat type b and islet s | (3) $\overline{P}_{sb} = \frac{\sum_{j=1}^{J_{sb}} P_{jsb}}{J_{sb}}$ $\hat{V}(\overline{P}_{sb}) = \frac{\sum_{j=1}^{J_{sb}} (P_{jsb} - \overline{P}_{sb})^2}{J_{sb}}$ |
|--|---|

m = survey trip index (with $M=8$ number of survey trip)

k = group's category according to a given practice or selection criteria

f_{sjm} = sample rate per islet, boat type and survey trip

$Prop$ = group's category proportion

| | |
|--|---|
| Mean number of groups for category k (i.e. a given practice or selection criteria) | (4) $\overline{Prop}_{ksb} = \frac{\sum_{i=1}^I Prop_{iksb}}{M_s}$ $\hat{V}(\overline{Prop}_{ksb}) = \frac{\sum_{i=1}^I (Prop_{iksb} - \overline{Prop}_{ksb})^2}{n_i} + \frac{\sum_{i=1}^I (1 - f_{sjm}) \times Prop_{iksb} \times (1 - Prop_{iksb})}{n_i}$ |
| Total number of users over the year, for islet s for and category k | (5) $\widehat{P}_{sk} = \sum_{b=1}^B \widehat{B}_{sb} \times \overline{P}_{sb} \times \overline{Prop}_{ksb}$ $\hat{V}(\widehat{P}_{sk}) = \sum_{b=1}^{TB} \hat{V}(\widehat{B}_{sb}) \times \hat{V}(\overline{P}_{sb}) \times \hat{V}(\overline{Prop}_{ksb})$ |

Transition

Au cours du chapitre précédent, nous avons caractérisé les influences respectives de plusieurs facteurs relatifs aux espaces récréatifs sur la répartition des pressions associées aux usages récréatifs. Parmi ces facteurs, le niveau de fréquentation lié à la tranquillité attendue est un critère de choix pour certains usagers. Par ailleurs, dans le chapitre 1, la fréquentation apparaît fortement variable dans le temps aussi bien au cours de la journée, de la semaine que de l'année. Tranquillité attendue et fréquentation variables sont de nature à susciter une dynamique de la répartition spatiale des usagers. Ainsi, dans le chapitre 3, nous nous attachons à comprendre la perception de la fréquentation par les usagers récréatifs et ses effets sur leur répartition spatiale. Dans ce but, nous proposons une méthode d'évaluation de la capacité de charge sociale des sites récréatifs. Elle croise les données de comptage des bateaux et des usagers sur les îlots, avec les questionnaires réalisés auprès des usagers. De nombreuses études ont été réalisées dans les espaces de plein air sur la perception de la fréquentation par les usagers récréatifs, leurs normes de rencontre et l'estimation de la capacité de charge sociale de ces espaces. Ces travaux, ainsi que la définition de la capacité de charge sociale (CCS) et le cadrage du chapitre 3 sont détaillés dans l'introduction de l'article 3.

L'évaluation de la perception de la fréquentation par les usagers des espaces récréatifs et de la capacité de charge sociale de ces sites permet d'estimer l'influence du niveau de fréquentation sur la répartition spatiale des pressions en considérant les usages récréatifs comme une pression dans le modèle DPSIR. Cependant, la plupart des espaces naturels gérés visent non seulement la conservation d'un bon état écologique, mais également la durabilité des usages. Ainsi, les indicateurs quantifiant les usages peuvent être vus comme des indicateurs d'état dans le modèle DPSIR.

IV. Chapitre 3 : Evaluer la capacité de charge sociale des espaces récréatifs et son influence sur la répartition spatiale des usagers



Article 3 : Assessment of social carrying capacity and its effect on users' spatial distribution.

Marine policy (en préparation)

Charles Gonson^{a,b}, Dominique Pelletier^{a,c}, Frederique Alban^d

^a IFREMER, UR Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable en Nouvelle Calédonie (LEAD-NC), 101 promenade Roger Laroque, BP 2059, 98846 Noumea Cedex, New Caledonia

^b IRD, UMR ENTROPIE, Université de Perpignan Via Domitia, 52 Avenue Paul Alduy, 66860, Perpignan, Cedex 9, France

^c Laboratoire d'Excellence LABEX Corail, <http://www.labex-corail.fr>

^d Univ Brest, Ifremer, CNRS, UMR 6308, AMURE, IUEM, 29280, Plouzane, France

* Corresponding author: Charles Gonson, Email: Charles.gonson@ifremer.fr

Telephone number: +687 292551

Abstract

Under demographic and tourism increase, coastal areas are facing high number of recreational users. Use level affect both the experience of users and their spatial distribution among other factors (environmental quality, protection status). Indeed, above a given level, number of users can decrease the user satisfaction; this is the social carrying capacity (SCC) which depends on user and site characteristics. This study aim at assessing SCC on coastal area and its effect on users spatial distribution. For this purpose we used boats and visitor's counts as well as questionnaire based survey to assess crowding perception, factors affecting inconvenience associated with use level and user's coping strategy facing high use level. Results shows that crowding perception and the bothersome associated with use level depend both on site characteristics which can be describe under the recreational opportunity spectrum categories, use level and user characteristics. Boat type is the main factor affecting the user's coping strategy. Use level defining SCC significantly differs between sites, according to expected use level by users. Thus, SCC is broadly achieved at every site especially within marines protected areas, except from the site experiencing the lower use level. This study bring important information for recreational use management either to achieve sustainable use goals through SCC assessment or biodiversity conservation goal through the effect of SCC on pressure associated with recreational use distribution.

Keywords

Marine protected areas; recreational users; social carrying capacity; coping strategy; New-Caledonia.

Introduction

Demography and tourism increase at a global scale (Duedall and Maul, 2005). Thus there is more recreational users (Orams, 1999) which concentrate within recreational settings. As a result, pressure on natural environment is likely to increase too. Marine Protected Areas (MPAs) aim at limiting these pressures and thus associated impacts and their number increased during last decades (Wood et al., 2008, De Santo, 2013). However, MPAs often allow entrance to users, either beach visitors or boaters (Shivlani and Suman, 2000; Smallwood et al., 2012). Thus, spatial distribution of recreational users only depends on the link between the experience users are looking for and the characteristics that recreational settings offer (Clark and Stankey, 1979). Among those characteristics, number of boats or visitors might play a major role for the choice of a site for users (Bujosa et al., 2010). Increase of recreational use is likely to lead to a modification of users' spatial distribution and thus practices and associated pressures. Thus, it seems important for environmental managers to better understand and taking into account effects of level of uses on spatial distribution of users.

Since early 60', J.A. Wagar (1964) defined carrying capacity for recreation as: "The carrying capacity of a natural area is a quantitative limit beyond which undesirable consequences may occur". This author refers explicitly to two common dimensions of carrying capacity which are the impact of touristic and recreational activities in wild lands on ecological state (i.e. resource decrease) and social conditions (i.e. decrease of the visit quality). More recently, Vourc'h (1999) introduced the notion of attendance capacity as "the touristic level that a natural or cultural site can accept without that it decrease its quality, the visitation quality of visitors or that lead to visitors rejection from local population". This definition of recreation carrying capacity introduces the issue of the social acceptance of tourism. One of the problem in the notion of the carrying capacity is that refers to several dimension (i.e. ecological, social) (Saveriades, 2000). In addition use level associated with decrease of user's satisfaction might be very different from the one associated with ecological degradation. In this study we will focus on the social dimension of carrying capacity.

Social carrying capacity (SCC) is defined as the level of use (often the number visitors), for a given site, beyond which, users' quality of experience decrease or is no longer acceptable (Shelby and Heberlein, 1984). SCC has been studied for long time (Shelby and Heberlein, 1986; Shelby et al., 1989 ; Manning et al., 2002 ; Vaske and Shelby, 2008 ; Navarro-Jurado et al., 2013, Chen and Teng, 2016) but a lot less within marine environment. However, the observed evolution of the level of use within these environments increases the number of studies on SCC in coastal and marine area (Davis et al., 1995; Inglis et al., 1999; Needham and Szuster, 2011; Szuster et al., 2011). SCC is hard to measure as it depends on individuals preferences: attitudes, opinions, and experience of users (Lindberg et al., 1996 ; Navarro-Jurado et al., 2013, Mauerhofer, 2013). Shelby and Heberlein (1984) describe the SCC with a descriptive component which refer on a "level of use" and an evaluative component which qualify the level of use according to the management goals of a given site (Lime and Stankey, 1971). Level of use is thus a central parts of the SCC assessment. Among level of use, number of visitor is interesting to assess because, in natural environment, congestion is often a negative evaluation of the number of visitors encountered by users (Shelby, Vaske, & Heberlein, 1989) but also their behavior leading to a decrease of users well-being and which can imply coping strategies of users, including displacement on another site (Manning, 1999). SCC does not only depend on use level but also on user's behaviors. As a consequence, it is not sufficient to consider only number or density of users to identify SCC.

The choice of the method for SCC assessment is a major concern and depends on the management goal and scientific question (Vaske and Shelby, 2008 ; Manning et Vallière, 1999). This study aims at

better understand the effects of SCC on users spatial distribution and their associated pressures. Thus in a first time, it appears to be important to characterize the crowding perception which depends on the type of user and recreational setting characteristics (Kuentzel and Heberlein, 1992 ; Vaske and Donnelly, 2002 ; Vaske and Shelby, 2008 ; Mauerhofer, 2013). Heberlein and Vaske (1977) developed a method to assess this crowding perception which has been used in more than 180 studies since (Vaske and Shelby, 2008). This method consists in asking users to evaluate the use level where they are during their trip. This measure bring consistent information on the use level of a site in relation of the user's experience satisfaction and the SCC of a site (Shelby et Heberlein, 1986 ; Kuentzel et Heberlein, 1992 ; Navarro-Jurado et al., 2013, Brecard and De Luigi, 2016). However, to our knowledge, this measure was never compared to visitors and boats counts observed at the same time. Characterizing relationship between observed use level, crowding perception of users and its effect on their experience satisfaction is crucial. Indeed, it will allow understanding which factors influence the disturbance of use level on user's experience satisfaction. Studies undertake on this subject failed to demonstrate a relationship between use level and experience satisfaction (Shelby and Heberlein 1986 ; Manning 1999 for a review).

Two methods exist to assess the effect of SCC on users spatial distribution. The first one requires to directly asking to users what they will do in the case of high use level. Such approach allow to assess the "current risk population" (Navarro-Jurado et al., 2013) which correspond to the population of users who perceive high use level and plan to don't visit the area for that reason. The second one is the encounter norm assessment, which is the number of encounters that users would like to see at the same time. This approach allows considering several evaluative dimension like preferred number, bothering number and intolerable number of encounters (Manning and Vallière, 1999). The advantage of this method is to ease the relationship between user's responses and their probability to visit a site in function of its use level. However it is not well applicable in the case of high use level (Shelby and Heberlein, 1986 ; Manning and Vallière, 1999 ; Navarro-Jurado et al., 2013).

This study aims at answering two main questions: i) how to assess the SCC of recreational settings? And ii) how to assess effect of SCC on users spatial distribution, their practices and thus the associated pressures? To do so, we used data from visitors and boats counts as well as questionnaires based survey on recreational setting in coastal areas. From boats and visitors counts and questionnaire based survey data, we first identified factors structuring crowding perception and characterize it. Then, we assessed factors affecting bothersome associated with use level effectively felt by users. Next, we study relationship between these factors and the user's coping strategies in case of high use level. Last, we assess the site's SCC through comparison of use boats and visitors counts and use level of different evaluative dimension from questionnaire based survey.

Materials and Methods

Study case

New-Caledonia is located in tropical water approximately 1500 km north-east of Australia. It is surrounding by a large lagoon with numerous islets and reefs which are popular destination for recreational users (Gonson et al., 2016, Jollit, 2010). With around 180,000 people in 2014, population concentrates in Noumea (which is the main city) and in the surrounding cities (Dumbea, Paita and Mont-Dore) with an annual increases rate of 2.8% (ISEE, 2014). Marine Protected Areas (MPAs) with ecological protection goals were created since 1981 on the closest islets and reefs from Noumea (Figure IV-1). There are two MPA categories, but both forbid extractive activities (fishing, shellfish

collection, wood collection). The first MPA category is the Natural reserve (RN) which only has ecological conservation purpose. The second one is the Sustainable Management Resource Area (SMRA) which has economic development goals in addition of environmental protection. Indeed at Maître islet, the only SMRA islet in this study, there is a hotel, a kite surf school and is serviced by three shuttle transport companies. Amenities were installed on all the MPA islets to limit recreational uses impacts both on marine and terrestrial natural environment. These installations include permanent mooring, shelters, pontoon and fireplaces.

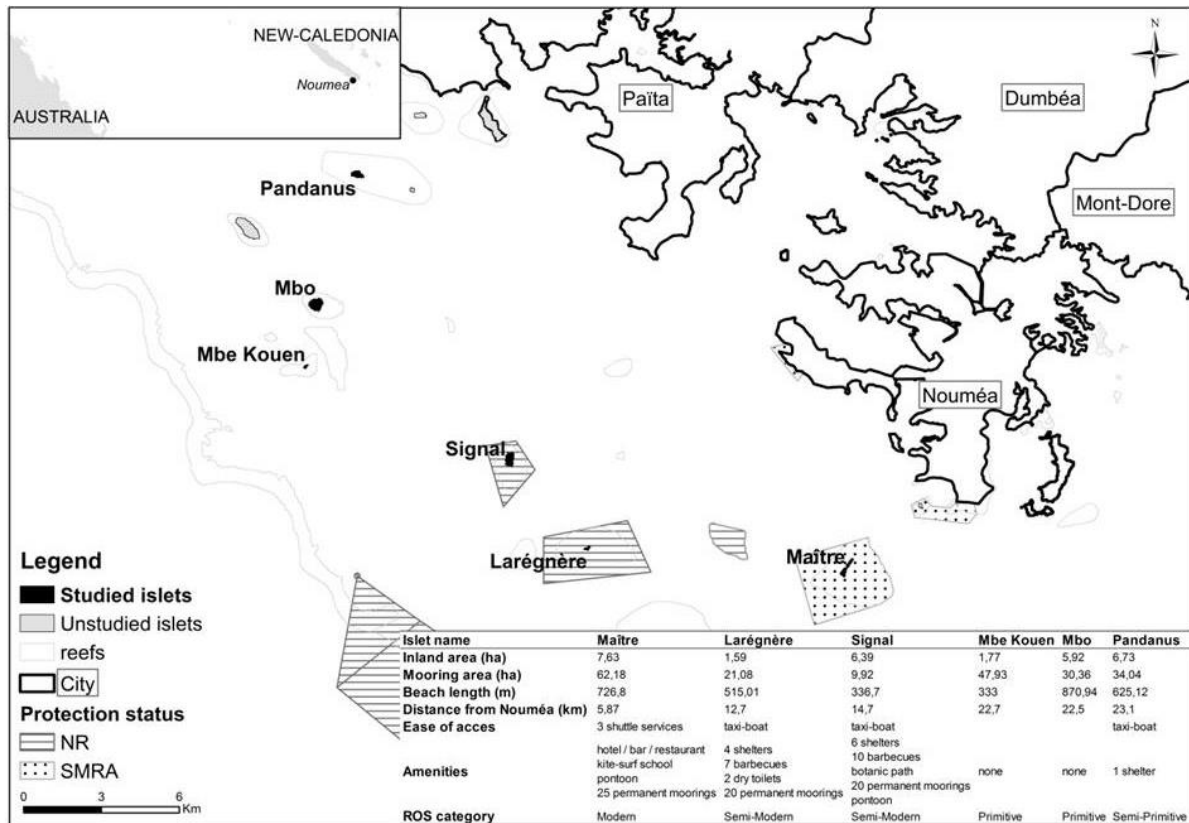


Figure IV-1: Islets and MPAs considered in this study with their geographical and managerial characteristics (adapted from Gonson et al., under review)

The six islets considered in this study differ for their geographical and managerial conditions. These differences offer a diversity of recreational conditions which can be formalized through the Recreational opportunity spectrum (ROS) (Clark and Stankey, 1979). Accordingly to the ROS, SMRA islets are classified as Modern islet as it is highly accessible, has numerous installations and usually experience high use level. The RN islets are accessible, with taxi-boat services operating within these sites which are also near Noumea. It results to a moderate-high use level. In addition, for both SMRA and NR islets, the managerial intervention, either rules and installations, lead to the respective modern and semi-modern classification. For the other islet, they are considered as primitive or semi-primitive islets, as the managerial intervention is very limited (no or few installations), they are less accessible, resulting to a moderate-low use level. Compare to primitive islets, and semi-primitive islets are closer to the coast and thus experience a higher use level (Gonson et al. under review).

Data collection

Recreational boats were counted from March 2013 to February 2014. A total of 50 field trips temporally stratified by day type (weekday or weekend) and quarter yearly were undertaken. Day trips took place between 8 a.m. and 4 p.m. lasting between thirty minutes to one hour. Departure time and weather conditions of trips were randomly defined within each stratum. At each islet, the total number of boats observed (motor boat, sail boat, dinghy and jet-ski) was recorded. Compare to motor boats, dinghies are smaller than 5 meters and the pilot sits at the rear of the boat holding the helm of the motor. Dinghies were not counted when they were only used by visitors to between the main boat and the islet. During the questionnaire-based survey, before interviewing visitors, we went around the islet to record the number of visitors on the islet and boats around it. Going around the islet to count boats and visitors took between 5 and thirty minutes depending on islet size.

Questionnaire was designed for collecting information about users' characteristics, their crowding perception, factors related to crowding which bothering them, and their coping strategies facing crowding. Questionnaires were administrated in face-to-face interviews with recreational users older than sixteen years old and during their trip on the islet. The user and trip characteristics include boat type, frequency of visits, the number of year visiting the lagoon facing Noumea, activity undertaken during the trip and the group size. Group is defined as several persons who spend their time on the islet together and arrive and leave on the same boat or taxi-boat. Crowding perception is a subjective concept specific for each individual. Crowding perception is often measured on a Likert scale (9 points scale) adapted by Heberlein and Vaske (1977). However, in order to avoid central "refuge" value, we asked to users to assess their crowding perception on a four point scale as adapted from Vaske and Shelby (2008) scale. This adaptation is recommended by the French National Institute of Statistic and Economic Studies and used for researchs on uses at Mont Saint-Michel and Port-Cros French sites (see Bergere and Le Berre, 2011; Brecard and De Luigi, 2016 for example). Thus, we asked to visitors if they felt not at all crowded, slightly crowded, moderately crowded or extremely crowded. Then users were asked to estimate the number of visitors on the islet and boats around it at the time the question was asked. To identify factors affecting bothersome related to crowding, we asked to users if the number of boats and/or visitors was a bothering criteria related to crowding. Interviewed users were also able to indicate additional criteria in an open ended question. If it was the case, we asked the maximum number of visitors and boats they prefer to see during their trip on the visited islet. The same question was administrated for bothering number and intolerable number of visitors and boats. For these questions, the number of boats and visitors estimated by interviewed user were reminded to him as well as his crowding perception in order to guarantee the coherence of responses. Finally we asked to users what would be their coping strategy facing a crowded islet in a close-ended question and if they chose the islet visited for quietness (low density of users).

The survey was conduct between November 2014 and March 2015 with a total of 396 questionnaires completed during 5 field trips. Field trips were choose to be weekend days between 9 a.m. and 5 p.m. as we focus on users crowding perception and social carrying capacity assessment and because the number of visitors during week end is a lot higher than during week days (Gonson et al., 2016). The questionnaires were administrated both on the islet and on boat to access visitors who do not disembarked. When it was not possible to interview every group on the islet, groups were sampled with a view to being representative of the size of user groups and their location on the islet.

Data analysis

Sample analysis

Our study is focusing on the negative effect of crowding on users experience. Numerous studies demonstrated the effect of expected use level on crowding perception (see Tseng et al., 2009 for review). Thus we compare the number of boats observed during questionnaire survey with the one observed in 2013 using Mann-Whitney test. In addition, the sampling rate was estimated as the mean ratio for each islet and field trip of the number of interviews conducted to the number of visitors count.

Factors affecting crowding estimation

The number of visitors and boats perceived by users is likely to differ, even slightly, with the real number of visitors and boats. Such difference depends on the users perception (Kuentzel and Heberlein, 1992) but also on the real number of visitors and boats. Thus, in order to assess the users crowding error estimation, we compute the difference between the number of boats or visitors estimated by users and the observed number counted during field survey. Then, we divided it by the observed number of boats or visitors. Thus, the result is an indicator of the use level error estimation relatively of the observed use level.

$$\alpha = \frac{E - O}{O}$$

With α , the error estimation, E the Estimation given by users and O the number of boats or visitors observed. Thus, the error estimation is a percentage and will be interpret as a user's overestimation when above 0 and underestimation when under 0.

In order to identify factors affecting error estimation and crowding perception, both for the number of visitors and number of boats, we respectively used Kruskal test and Chi-2 test. Independent variables were islet specific (the islet, the ROS categories, the protection status), trip related (boat type, activity, on site location, duration of the trip, group size), crowding related (crowding level in comparison with usual one, quietness as a islet selection criteria, the number of visitors and/or boat as being bothering) and user related (socio-professional category, age, city, gender, trip frequency, experience in the lagoon).

Disturbing criteria and coping strategies relationship

The relationship between coping strategies, disturbing criteria, boat type and islet were explored through Multiple Correspondence Analysis (MCA). Coping strategies and disturbing criteria were active variables of the MCA, while boat type and islet were illustrative. Thus, these lasts variables were projected on the factorial plan to explore their relationships with active variables without used for factorial plan construction.

Associations of categories between variables were interpreted by means of the direction and significance of correlation between variable categories and factorial axes, as evaluated from test-values (Lebart et al., 1984).

Preferred, bothering and intolerable crowding levels

When the number of visitors and/or boats was a disturbing criterion, visitors were asked to estimate number of respectively visitors and boats they prefer to see on the islet at the same time. Same question was asked for bothering and intolerable number of visitors and/or boats. These estimations

are skewed by the crowding perception of users. Thus we apply a correction by adding to these estimations the error estimation (above section) multiplying the estimations for each evaluation criteria.

$$E_c = E_i + (\alpha \times E_i)$$

With E_c the corrected estimation for each evaluation criteria, E_i , the estimation given by user for each evaluation criteria and α , the error estimation.

Number of visitors on islet was only known for day trips. Thus we computed the estimate number of visitors going on the islet by multiply the number of boats observed per islet in 2013 on week end day with the group size and the proportion debarking on islet per boat type. This estimate give an overestimation as every visitor do not debark on the islet at the same time. Thus, this estimation refers to a potential visitor density on islet based on representative boat counts at an annual scale for week end days. For visitors and boat density respectively, we used Wilcox test to determine if the observed density was different from each evaluation dimension from interviews.

Results

Sample analysis

The rate sample range from 13,6% at Signal islet to 32,5% at Mbe Kouen islet. The overall sampling rate among field trip and islet is 16%. This rate allows us to consider the sample as representative of the population present during the field trip. However with only 5 trips, the sample is not representative of the annual visitors. Gonson et al., (under review) assessed the annual visitors per day for each sampled islet. When considering this population, the sampling rate decreases to less than 1% for each islet. Thus the sample is not representative of the annual population but it is for the population encountered of the daily conditions (i.e. weather, use level).

The number of boats encountered during questionnaire survey did not significantly differ from the boat count survey undertaken the previous year (Kruskal-test, $p\text{-value} > 0.05$) (Figure IV-2). Thus, we can hypothesize that the crowding conditions observed is representative of the usual use level.

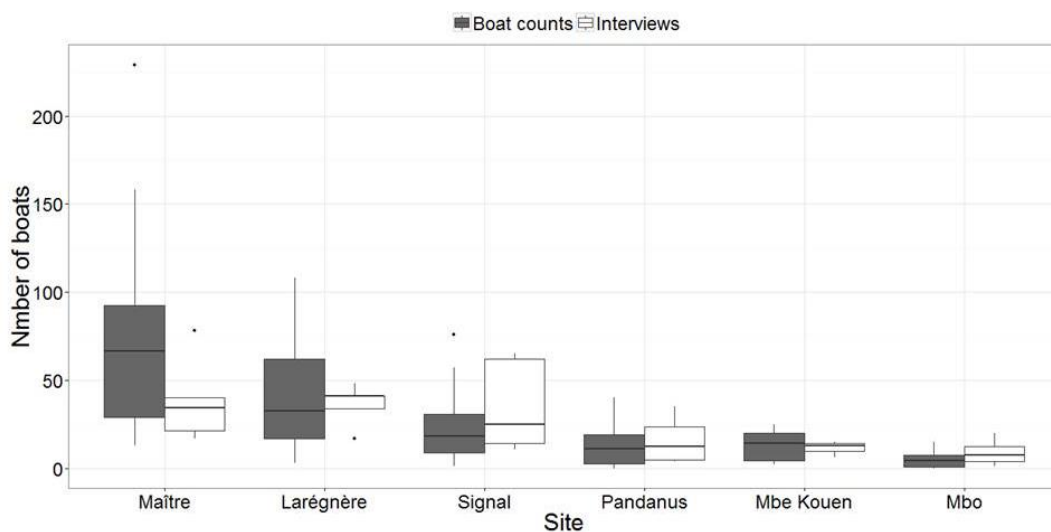


Figure IV-2: Number of observed boats on week-end days during boat counts in 2013 (grey) and questionnaire survey (white)

Crowding estimation and perception

Either for number of visitors or number of boats, near three quarter of the users underestimate the observed number of boats and visitors. Moreover, half of the users underestimate at a 25% and 30% respectively the observed number of boats and visitors. Pearson correlation coefficient between observation and users' estimations are 70% for boats and 54% for visitors. These relatively low coefficients highlight individuals and trip related variability.

Error estimation are found to depends on islet and its ROS category, the location of the user when interviewed, and its city for visitors error estimation for visitors error estimation, on the user's experience of the area for boats error estimation and on the observed use level compared to the usual one for both visitors and boats error estimation (Tableau IV-1). On modern islet, users overestimate of 13% the number of visitors while they underestimate it of 23% on semi-modern sites. When interviewed on the boat, users underestimate the number of visitors of 32% while they slightly overestimate it (3%) when located on the leeward side of the islet. We also observe that users living outside New-Caledonia considered as tourists, overestimate of 31% the number of visitors while underestimate it of 13% when living in Noumea. When it was their first trip on islet, users highly underestimate (-48%) the number of boats whereas they only slightly underestimate it (-2%) when their experience on the area was less than one year. This difference is no longer significant when users have more experience of the area with a range of underestimation from 12% to 21%. When the use level is relatively low, error estimation is lower than when use level is relatively high with 27% versus 20% underestimate for the number of boats and a 5% underestimation versus 0.1% overestimation for the number of visitors. Among factors considered, the protection status, boat type, activity, length of the trip, group size, quietness as islet selection criteria, number of boats or visitors as a bothering criteria, age, socio-professional category and gender do not have significant effect on estimation error both for number of boats and visitors.

Tableau IV-1: Mean boats and visitors error estimations of users in function of factors of interest. For each factors, significant differences between modalities are display with same letter indices (Kruskal test at 5% rate).

| Factors | Modalities | Mean error estimation for | |
|-------------------------------------|----------------------|---------------------------|---------------------|
| | | ... boats | ... pers |
| Islet *** | Maitre | -0.16 | 0.13 ^{a b} |
| | Larégnère | -0.23 | -0.16 ^a |
| | Signal | -0.07 | -0,29 ^b |
| | Pandanus | -0.25 | -0.13 |
| | Mbe kouen | -0.15 | 0.16 |
| | Mbo | -0.23 | -0.23 |
| ROS classes*** | Modern | -0.16 | 0.13 ^a |
| | Semi-modern | -0.23 | -0.23 ^a |
| | Semi-primitif | -0.13 | -0.13 |
| | Primitif | -0.20 | -0.07 |
| On-site location*** | On the boat | -0.22 | -0.32 ^a |
| | Leeward side | -0.12 | 0.03 ^a |
| | Windward side | -0.16 | -0.12 |
| Relative use level rate*** | Relatively high | -0.27 ^b | -0.05 ^a |
| | Relatively low | -0.20 ^b | 0.001 ^a |
| City* | Noumea | -0.17 | -0.13 ^b |
| | Neighbors cities | -0.12 | -0.08 |
| | N. Caledonia | -0.09 | -0.13 |
| | Outside N. Caledonia | -0.28 | 0.31 ^b |
| | None | -0.48 ^a | 0.32 |
| Number of year, visiting the area * | Less than 1 | -0.02 ^a | -0.09 |
| | Between 1 and 5 | -0.21 | -0.21 |
| | Between 6 and 10 | -0.17 | -0.20 |
| | Between 11 and 20 | -0.12 | -0.10 |
| | More than 20 | -0.16 | 0.01 |

Among users interviewed, 58% was not bothered at all by the crowding level, 26% felt a little bothered, 14% were actually bothered and 3% a lot bothered. These proportion significantly differ between islets, ROS categories, boat types, user's location on the islet, the relative use level, users looking for low use level or not, users considering the number of visitors or boats as a disturbing criteria or not and the age (Tableau IV-2). On modern islet, the proportion of users felling not at all crowded is higher than on other ROS categories islet. On semi-modern islet, the proportion of a slightly and moderately crowded is high whereas on semi-primitive islet the proportion of moderately crowded users is high. The protection status has not a significantly effect on the crowding perception of users. Users who came with motor boats or dinghies feel more crowded than other boat types while, jet-ski feel less crowded. Users located on the leeward side of the islet feel more often crowded than users on their boats or on the windward side of the islet. When the use level is higher than the usual one, users feel more crowded. The proportion of users feeling more crowded highly increases when they choose the islet for quietness. When they have this islet selection criterion, they have more frequently a crowded feeling when they are not satisfied with the actual use level. The crowding perception also increases when the number of visitors is a disturbing criterion for users. In a less extent, this is also the case for the number of boats. When the number of boats or visitors is not a disturbing criterion for users interviewed, the crowding perception highly decrease. Finally, we observe that younger users are more bothered than older ones. Among all factors tested, socio-

professional category, the place of residence, gender, experience of the area, trip frequency does not affect the crowding perception.

Tableau IV-2: Proportion of user's per crowding perception in function of factors of interest (***: 0.1% significance level, **: 1% significance level, *: 5% significance level based on Chi-2 test)

| Factors | Modalities | Crowding perception | | | | |
|---|-----------------------------------|---------------------|----------|---------|--------|---|
| | | Not | Slightly | Crowded | Highly | |
| Islet * | Maitre | 73 | 17 | 9 | 1 | |
| | Larégnère | 56 | 26 | 14 | 4 | |
| | Signal | 42 | 36 | 18 | 4 | |
| | Pandanus | 55 | 21 | 21 | 3 | |
| | Mbe kouen | 62 | 30 | 8 | 0 | |
| | Mbo | 65 | 20 | 15 | 0 | |
| ROS classes ** | Modern | 73 | 17 | 9 | 1 | |
| | Semi-modern | 49 | 31 | 16 | 4 | |
| | Semi-primitif | 55 | 21 | 21 | 3 | |
| | Primitif | 64 | 24 | 12 | 0 | |
| Boat type * | Taxi-boat | 58 | 30 | 9 | 2 | |
| | Sailboat | 67 | 17 | 16 | 0 | |
| | Motorboat | 52 | 28 | 15 | 5 | |
| | Jet-ski | 92 | 8 | 0 | 0 | |
| | Dinghy | 46 | 29 | 25 | 0 | |
| | On-site location * | On the boat | 65 | 19 | 16 | 0 |
| | | Leeward side | 49 | 29 | 17 | 4 |
| Windward side | | 61 | 27 | 8 | 3 | |
| Relative use level *** | Relatively high | 46 | 30 | 20 | 4 | |
| | Relatively low | 70 | 21 | 8 | 1 | |
| Quietness as an islet selection criterion *** | No | 60 | 23 | 14 | 3 | |
| | Yes and satisfied | 57 | 40 | 3 | 0 | |
| | Yes but not satisfied | 7 | 43 | 43 | 7 | |
| Disturbance related with crowding depends on ... *** | Only number of visitors | 40 | 31 | 23 | 6 | |
| | Number of visitors + other | 54 | 29 | 13 | 4 | |
| | Only number of boats | 57 | 29 | 14 | 0 | |
| | Number of boats + other | 75 | 17 | 8 | 0 | |
| | Number of visitors and boats | 43 | 29 | 25 | 3 | |
| | Number of visitors, boats + other | 46 | 33 | 15 | 5 | |
| Age ** | Not number but other criteria | 78 | 17 | 5 | 0 | |
| | None | 93 | 7 | 0 | 0 | |
| | >50 | 70 | 18 | 10 | 2 | |
| | 40-50 | 63 | 24 | 13 | 1 | |
| | 30-40 | 48 | 25 | 21 | 7 | |
| | <30 | 50 | 36 | 13 | 1 | |

The most cited disturbing criterion is the number of visitors (66%) then the number of boats (53%). The use level is thus highly related with crowding perception. When other disturbing criteria were cited, the noise (26%), disrespectful behaviors (either for visitors or for environment) (22%) and speed activities (including jet-ski, kite surf and windsurf) (13%) are the most cited (Figure IV-3). More disturbing criteria were cited, like waste left on the islet by users, pets, but for less than 8% of users. These criteria are much contrasted, and sometimes contradictory. For example, infrastructure can be

seen as a disturbing criterion for one user and for another one, as a way to enhance space and limit islet saturation.

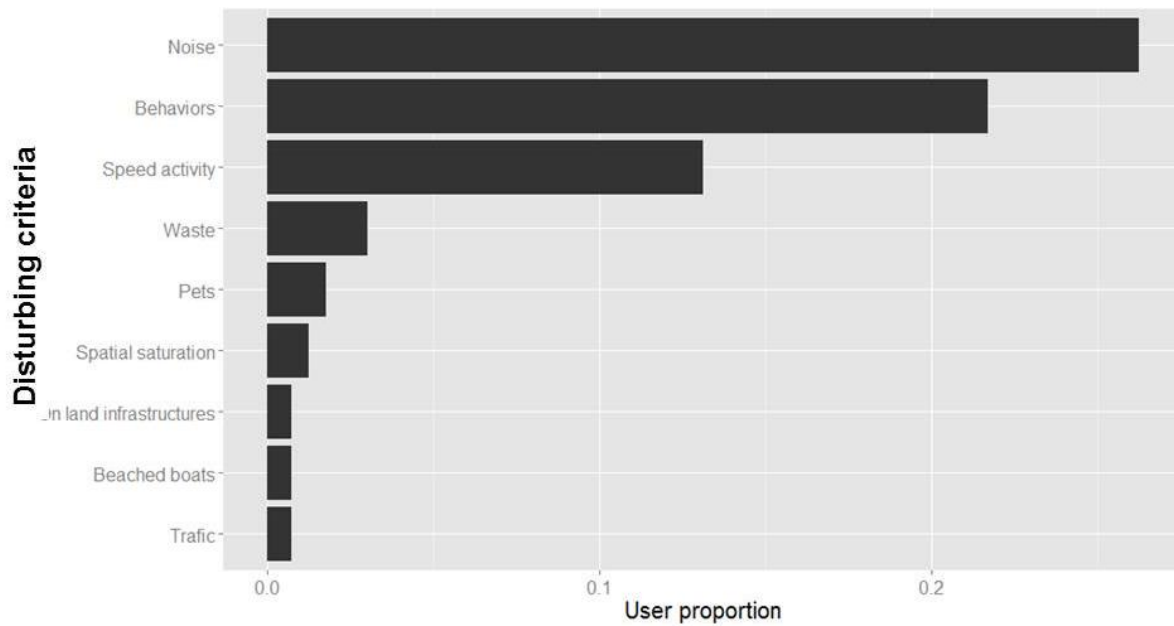


Figure IV-3: Proportion of users having other disturbing criteria per criteria

Disturbing criteria and coping strategies relationship

The first axis of the factorial plan explains a large proportion of the data variance (89%) and the second axis 6% (Figure IV-4). The first axis discriminate users who thought that number of visitors or boats is a disturbing criteria and have a displacement coping strategy, either within site or between sites, from users having none or other disturbing criteria and with a coping strategy which does not imply displacement (no coping strategy or come a less crowded day). More precisely, users having a between sites displacement coping strategy generally come with motorized boat and are located on less accessible islets. When number of visitors is one of the disturbing criteria, displacement coping strategy will take place within the islet, concern relatively more taxi-boat users and dinghy and is more found at Mbo and Signal islet. In addition, we see that users having a within site displacement strategy are relatively more found on islet with higher on land area.

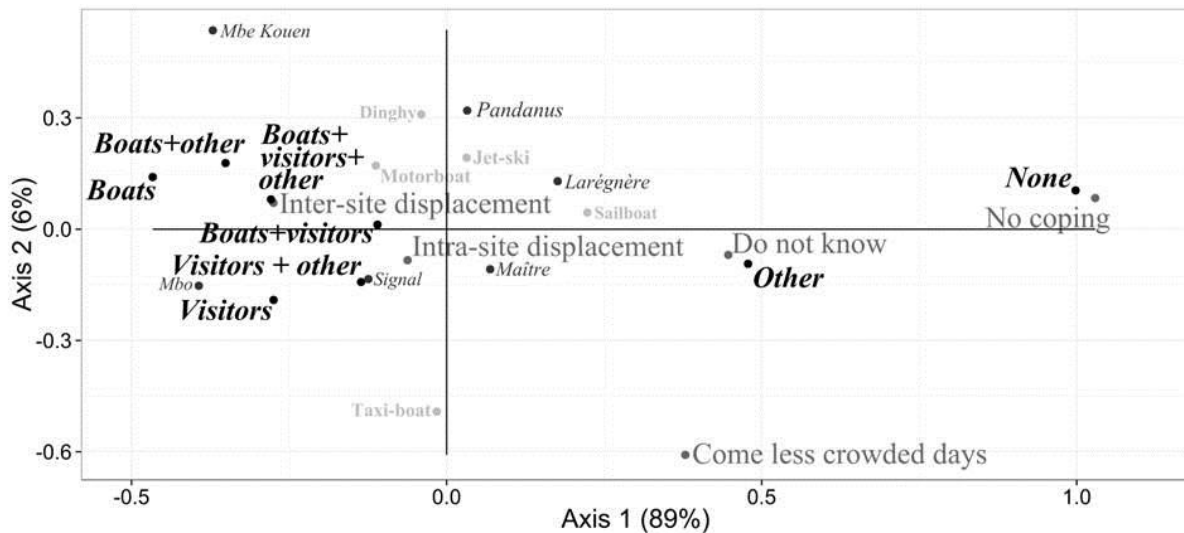


Figure IV-4: Projection of disturbing criteria (black, bold and italic) and coping strategies on the factorial plan of the MCA. Islets (dark grey and italic) and boat types (light grey) only were projected on the factorial plan.

Preferred, bothering and intolerable crowding levels

Among users considering number of visitors or boats as a disturbing criteria, at least near two third were able to identify the number of boats or visitors for each evaluation dimension considered (Figure IV-5 and Figure IV-6). The response rate is generally higher for less crowded islet, number of boat and for preferred and bothering evaluation dimensions.

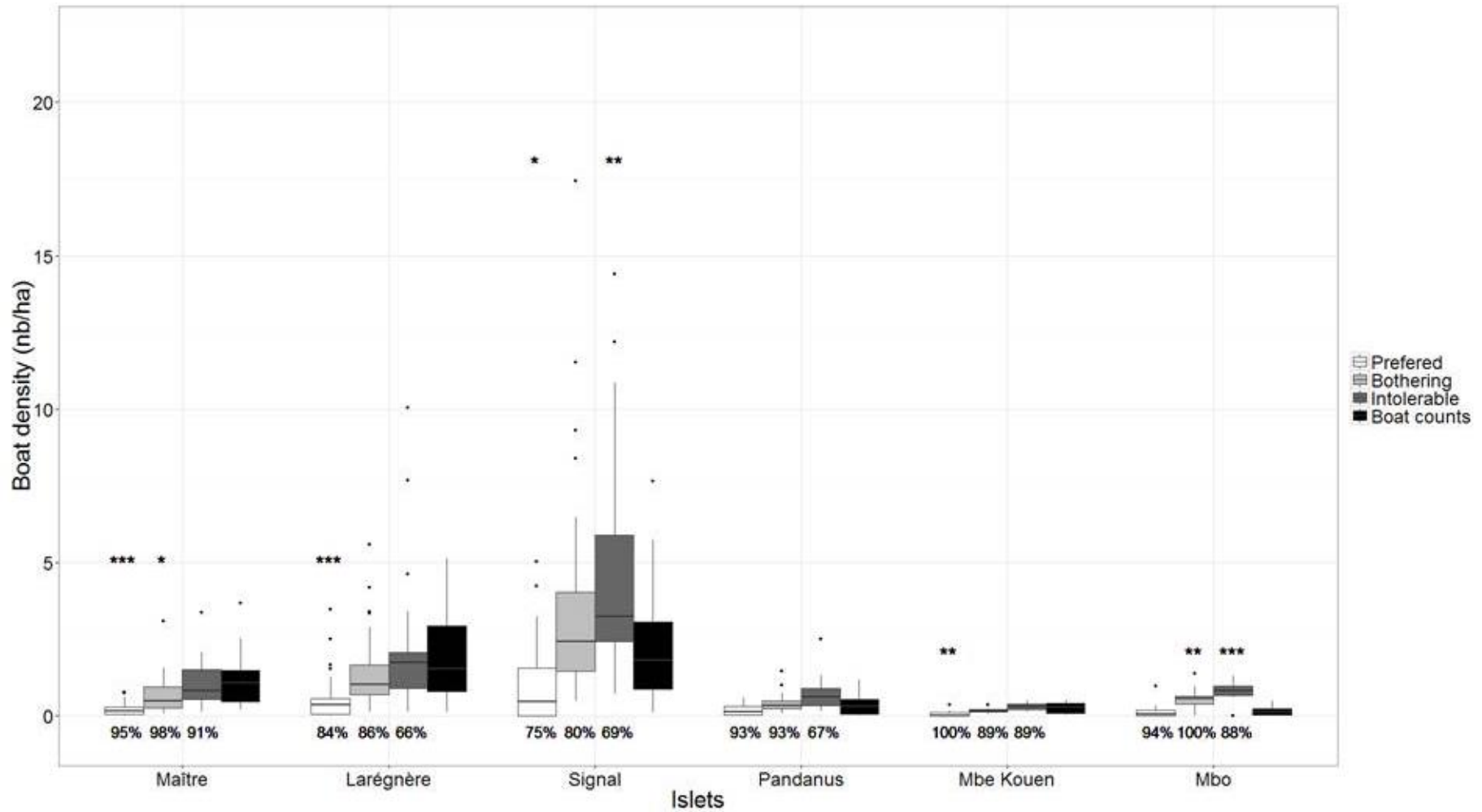


Figure IV-5: Boat density per site according to visitor estimations. Visitor estimations depend on preferred (white), bothering (light grey) and intolerable (dark grey) boat density according to visitors interviewed. Black boxplot display the boat density observed in 2013 on weekend days. Percentage display answer rate of users considering number of boat as a disturbing criteria for each estimation. Result from Wilcoxon test between evaluation dimension and boat counts for each islet are display above corresponding boxplot (with *: p-value < 0.5; **: p-value < 0.01; and ***: p-value < 0.001)

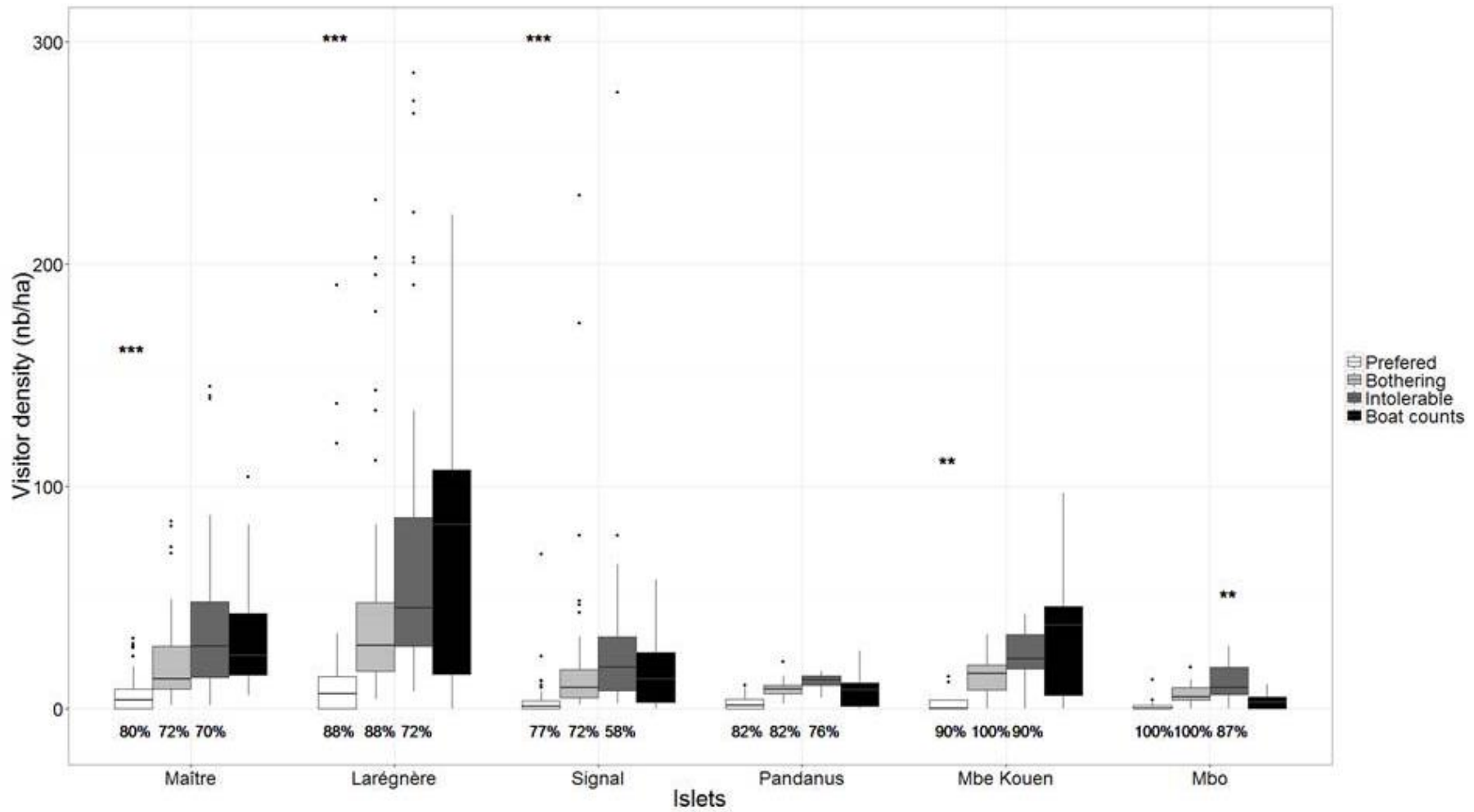


Figure IV-6: Visitor density per site according to visitor estimations. Visitor estimations depend on preferred, bothering and intolerable visitor density according to visitors interviewed. Dashed lines display mean number estimate of visitors having debarked on the islet during their trip based on boat observation in 2013 on weekend days.

On every islet, except for Pandanus and Mbe Kouen, the observed use density is significantly higher than users' preferred condition either for visitors or boat (Figure IV-5 and Figure IV-6). At Pandanus islet, observed use density does not significantly differ from any evaluative dimension either for visitors or boats density. At Signal islet the observed boat density is significantly lower than user's intolerable boat density which is not the case at Maître, Larénère and Mbe Kouen islets. However, at the same islet, the observed potential visitor density does not significantly differ from user's intolerable conditions. Visitors and boats density is different between Maître, Larégnère and Mbe Kouen islet but do not differ from bothering and intolerable users estimations on each of these islets. Mbo Is the only islet where the observe visitors and boats densities are significantly lower from users intolerable conditions and not significantly different from preferred ones. In addition, on this islet, the users bothering boats density is significantly higher than observed ones.

Discussion

Effect of crowding on spatial distribution of recreational users depends on settings and boat type

Based on quantitative and complementary data on recreational use, we identified factors affecting crowding perception of boaters and visitors and assessed social carrying capacity of recreational outdoor settings in a MPA network. Our results shows that use density highly explain crowding perception. However, as previous studies already demonstrated, expected use density (Manning, 1985; Inglis et al., 1999), user experience (Arnberger and Brandenburg, 2007; Inglis et al., 1999) and setting characteristics (Cole and Hall, 2009) also have an effect on crowding perception and thus on site's social carrying capacity. We show that ROS setting classes, as it is defined by social and managerial conditions, were helpful to assess social carrying capacity. However, boat type better explain coping strategy as it defined the user capacity of displacement.

Maître is the only modern site included in this study. Two other islets in the same area can be categorized as modern site, Canard and Amédée islets. Like Maître islet, they are characterized by an important use level with higher proportion of tourists and specific activity based users (Gonson et al., under review). Thus, having less experience or not quietness oriented trip, users perceived less crowding. Moreover, when they do perceive crowding, they do not go to other sites. Indeed, tourists have less displacement capacity and user having speed activity are less affected by number of visitors or boats as they practice their activity outside mooring area. In addition, accessibility highly explain islet choice of users in the lagoon facing Nouméa (Gonson et al., under review), thus as being close to the main boat access, high use level is likely to be expected by users. In consequence, use level still increase (Gonson et al., 2016) while we assessed the social carrying capacity to be reached. There is a submarine trail and a bar at Canard islet and a diving school as well as infrastructures for tourists at Amédée islet. In consequence, similar results can be expected for these islets. However, contrary to speed activity at Maître islet, snorkeling at Canard islet and diving at Amédée islet depend on environmental quality. Unfortunately, impact of these activities on natural environment has been demonstrated in previous studies (see reviews by Davenport and Davenport, 2006; Hardiman and Burgin, 2010; and Whitfield and Becker, 2014). Thus observed increase of recreational use and pressure in the same area (Gonson et al., 2016) is a concern for both private actors operating within these sites and environmental managers but also for visitors as the quality of their experience depend on ecological state.

On semi-modern islets, crowding perception is more important than on modern site. These islets are ecological protection oriented MPA. Visitors and boaters on these islets are attracted for environmental quality who are more affected by impact (Priskin, 2003) can enhance crowding perception as use density is often associated with observed impact by users. However, geographical characteristics highly differ between semi-modern islets considered. In consequence, with a smaller inland area and the fact that number of visitors is the major criteria for crowding perception at Larégnère, social carrying capacity is more likely to be reached than at Signal islet. Such result could explain the different boat composition between these sites, with higher proportion of sail boat at Larégnère islet. Indeed, visitor density affect less sail boat users who are able to disembark early or lately during the day, when less visitors are on the islet (personal observation). In addition, their displacement capacity are limited as they depend on weather conditions explaining non displacement coping strategies facing crowding.

On primitive and semi-primitive islets crowding perception is similar than on semi-modern islets while their use density is highly bellow which can be explain by expected lower use level of user (Manning, 1985; Inglis et al., 1999). At Pandanus islet, which is a semi-primitive islet, there is same proportion of users perceiving crowding or not. This islet offer preferred but also intolerable use densities conditions. Weather conditions, season, holidays, as it structure users spatial distribution (Kuentzel and Heberlein, 1992; Smallwood et al., 2012a; Smallwood et al., 2012b; Smallwood, 2011; Gray et al., 2010; Dalton et al., 2010; Widmer and Underwood, 2004; Balaguer et al., 2011; Navarro-Jurado et al., 2013), could explain this diversity of perceived use density condition. In addition demography in city facing this islet highly increase since several years (ISEE, 2014) and several marinas where installed. As a consequence, we can hypothesize that the use density conditions are changing on this islet resulting with contrasting crowding perception among users. This hypothesis assume that SCC is also linked to the concept of Limit Acceptable Change (LAC) which has been studied in recreational settings (McCool, 1994), protected areas (McCool, 1996) and coastal area for recreational boating activity (Diedrich, 2011) and refer to the amount of change, in this case, number of visitors, that are acceptable from users. Above this amount of change, quality of experience of user decrease. Unfortunately, for similar reason than CCS, LAC is also difficult to measure.

On semi-primitive islets, proportion of users perceiving crowding is similar than on semi-modern and semi-primitive islets. However, when crowding is perceived, it is more intense on Mbo than on Mbe Kouen islet. The high proportion of sail boats which are less affected crowd and have less displacement coping strategy could explain this result. Indeed as they stay on the site, cognitive coping strategies are likely to occur and diminish the crowding perception (Shelby and Heberlein, 1986).

Crowding perception assessment through interview and count data integration

In this paper, survey data, usually used for recreational settings social carrying capacity assessment were compared to annually representative boat count data. Navarro-Jurado et al., (2012) identify a threshold of beach visitors' density for social carrying capacity in Spain. However, most studies used number of divers (Bentz et al., 2015 ;Szuster et al., 2011), snorkelers (Needham et al., 2011), visitors (Manning et al., 2002 ; Needham et al., 2008 ; Kim and Shelby, 2011) or boats (Needham et al., 2011 ; Bentz et al., 2015) beyond which crowding perception increase (Kim and Shelby, 2011) or is associated with unacceptable use level (Manning et al., 2002 ; Needham et al., 2008 ; Bentz et al., 2015). Yet, setting characteristics have an effect on users' experience (Cole and Hall, 2009) and crowding perception (see Manning, 1999 for a review). Available surface and thus users and boats density influence this perception as it was demonstrated in studies using photography for mooring area

(Needham et al., 2011), or trail (Manning and Valliere, 1999 ; Manning et al., 2002; Needham et al., 2004 ; Kim and Shelby, 2011). By using use density instead of use level, comparison between sites is easier and allows to better understanding effect of other sites' characteristics than surface on crowding perception.

Monitoring recreational use in marine environment is difficult and data are often lacking or scarce (Smallwood et al., 2011). As a consequence, few studies were able to explicitly compare information on crowding perception and social carrying capacity with annually representative visitors or boats count data. Indeed, when use level data are considered, they correspond to number of users at year scale (Leujak and Ormond, 2007, Bentz et al., 2015 ; Salerno et al., 2013) instead of the day which is the temporal scale with which the users perceive crowding. In addition, the use of count and interview data allow to qualify users' use level estimation and correct user's estimation for different evaluative dimension of crowding. In addition, it was possible to assess social carrying capacity of recreational outdoor settings and its potential effect on users' spatial distribution.

Shelby and Heberlein (1986) developed a scale to assess social carrying capacity of a site solely based on users' proportion in function of their perceived crowding. Here we proposed a complementary approach to assess the social carrying capacity based on users' estimations of use level under different evaluative dimension and on annually representative use level data at day scale. The use of such numerical approach with evaluative dimension is particularly appropriate if it is use in setting limits on use level. In addition, the use level is varying between days in function of weather conditions, season, day type (Gonson et al., 2016). Thus compare estimation of users under several evaluative dimension, allow to assessing the social carrying capacity of a site by taking explicitly into account its use level variability.

Management implication

Islets located in the lagoon facing Nouméa are diversified in terms of geographical, social and managerial conditions. Such diversity provides for different users experiences as it was demonstrated in Great Barrier Reef Marine Park (Shafer and Inglis, 2000). Setting management thus satisfy users' specific practice (Brown and Driver, 1978). However, for all these sites, we found that at least one quarter of users perceive crowding independently from use density. Thus sites' social carrying capacity can be enhancing through management intervention.

On modern islet, there is a high proportion of tourist and specific oriented users with a high use level. These users are less affected by crowding, thus use level is likely to increase with demography and tourism development. Facing such use level increase, there is important issues for managing environmental and social impacts. Concerning the environment, signage information on natural environment and regulation are found on these islets. However, practical information on best practices to diminish impacts on environment should be considered. Indeed, Moscardo, Green and Greenwood's (2001) found that, at the Great Barrier Reef Marine Park, tourists were highly concerned for the wellbeing of the reef but low level of knowledge to adapt their practice and decrease their environmental impact. For social impacts, it is known that activities undertaken by users on such multi-use managed areas might be conflicting. Hammit and Cole (1998) found that actual or potential conflicts between different uses are an additional factor contributing to crowding perception. Thus, management measure to limit interaction between conflicting practices should be considered. These measures could include spatial or temporal regulation on activities. For example, speed activities, as being bothering for visitors looking for quietness could be banned on the leeward side of the islet,

where beach and snorkeling activities take place. Another measure could be to ban most bothering activities on days when use level is expected to be high. These days have been identified, in the same area, to occur during warm season and week-end day (Gonson et al., 2016). For example, it can consider the jet-ski activity for the noise made, which is the most cited disturbing criteria after use level.

On semi-modern islets, majority of islet users are resident. Eder and Arnberger (2012) found that resident users are more attached to close natural settings. In addition, users more attached to natural setting are also more concerned by their utilization (Eder and Arnberger, 2012) and its natural state (Cole and Hall, 2009). It result that, for Natural reserves, management actions such as information and awareness is likely to be efficient to reduce use impact on natural state. Moreover, several studies shown that evidence of human induced impact such as the presence of litter, trampling (both underwater and inland) increased the crowding perception (see Ormsby et al., 2004 for a review). Thus, such management action can succeed at both decreasing impact and increase social carrying capacity. Installation is a complementary management option. However, built facilities, can decrease enjoyment of users looking for wilderness experience and increase crowding perception (Shafer et al., 1998). Thus a balance between practices regulation and installations have to be found in MPAs to satisfy wilderness experience as well as limiting impacts on natural environment.

Primitive and semi-primitive islets are characterized by low use density. Although, there is no regulation on these sites, pressures related to recreational uses are lower on these sites than on MPAs. Unfortunately, increase in the number of facing cities inhabitant is likely to also increase use level on these islets. As a consequence of unregulated practices, we can expect that impacts on natural environmental and crowding perception will increase. As having lower use level, users visit these sites for quietness (Gonson et al., under review). In addition, relationship between use level and natural impacts is curvilinear with, when pressure level is low, a little increase cause a lot of impact (Cole, 2004; Milazzo et al., 2002). Unfortunately, pressure level (Gonson et al., under review) and crowding perception increased in unprotected islet especially in semi-primitive islet which are more accessible with high increase of demography in facing cities (ISEE, 2014) and displacement of user from more crowded sites. Limit access for some of these islets could be useful to ensure environmental quality and offer a quietness and wilderness experience for users in the area. Such management action has been taken at Mbe Kouen islet during bird nesting period where any landing on islet is forbidden. However, assessment this measure effectiveness has never been undertaken. Having more information on its effect could allow to extent this measure to other islets if its efficiency is demonstrated.

Conclusion

Crowding is a major concern with increase of the number of recreational users in coastal areas and MPAs. However, crowding perception and its effect on spatial distribution is little known. Here we studied recreational users crowding perception and explore its effect on their spatial distribution using quantitative and complementary data. Indeed, using boat count survey and user's evaluative dimension of crowding from questionnaire, we assessed social carrying capacity of outdoor recreational settings and discuss result from a management perspective. We found that Recreational Opportunity Spectrum was linked the crowding perception with user's experience and use level expectation as major explanation. In addition we identified boat type as determinant for user's spatial distribution as it defined user's displacement capacity. Use level is the main criteria associated with crowding perception, either in number of boats or visitors. Such information allows identifying management measures to increase social carrying capacity, thus enhance recreational user's satisfaction and diminish conflicts.

Acknowledgement

This study forms part of a PhD in the AMBIO project funded by the Conservatoire des Espaces Naturels, the three provinces and the Government of New Caledonia, and the French Ministry of Ecology and Sustainable Development (12/1219969/C).

Conclusion

Les chapitres 2 et 3 apportent des informations déterminantes pour mieux comprendre la dynamique des pressions associées aux usages récréatifs. Les principales conclusions sur le fonctionnement du système étudié sont présentées dans la Figure IV-7.

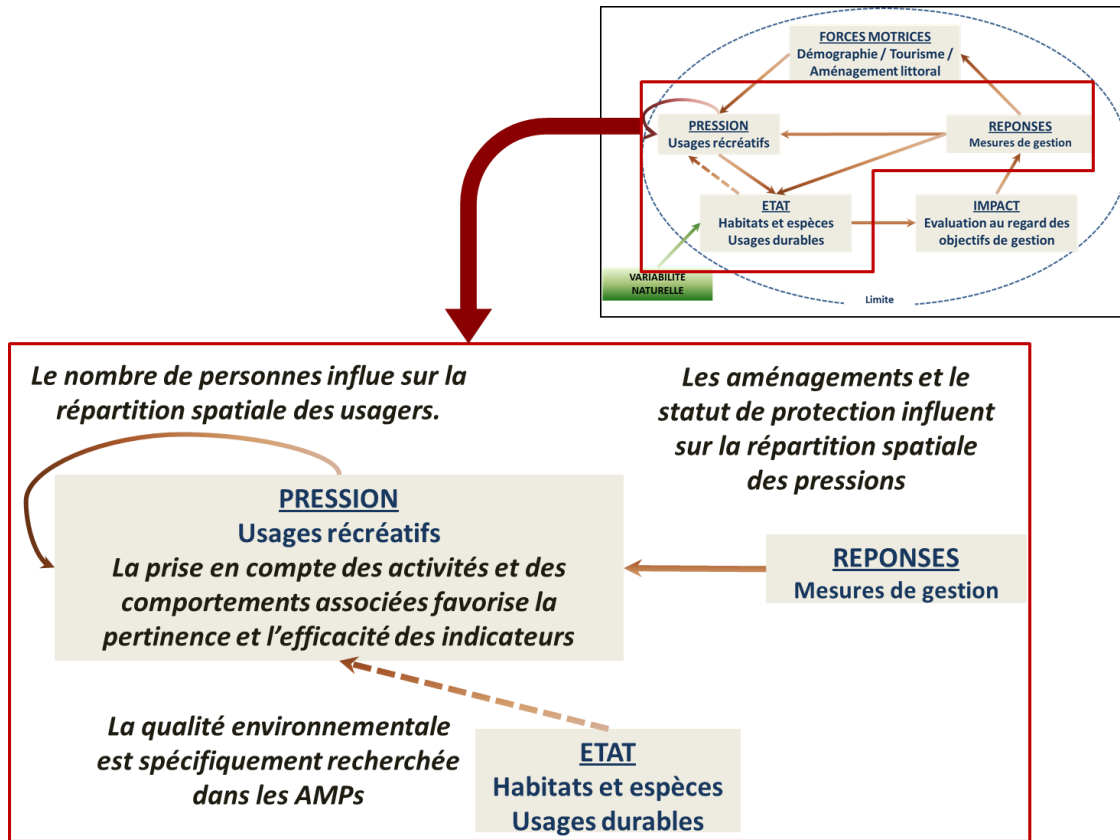


Figure IV-7: Positionnement des conclusions des chapitres 2 et 3 dans le modèle DPSIR.

Les catégories du Recreational Opportunity Spectrum (ROS), fonction du niveau d'intervention humaine dans les sites récréatifs, déterminent à la fois la répartition spatiale et les pratiques des usagers récréatifs et donc les pressions associées. De plus, ces catégories sont utiles pour évaluer la capacité de charge sociale des sites. Ainsi ces catégories apparaissent comme une typologie spatiale pertinente pour décrire les usages récréatifs, souvent nombreux et divers, au niveau des zones côtières.

La prise en compte des activités et des comportements qui leur sont associés a permis de calculer des indicateurs pertinents pour évaluer les pressions et leurs répartitions spatiales. Dans le lagon faisant face au Grand Nouméa, les sites primitifs ne sont pas réglementés et sont souvent moins fréquentés car moins accessibles. La pêche y est particulièrement pratiquée. Tandis que les activités nautiques qui impliquent souvent l'installation d'équipements, sont pratiquées principalement dans les sites modernes. Ces sites sont les plus aménagés, accessibles et fréquentés. Par ailleurs, ils sont aussi des Aires Marines Protégées (AMP) visant la conservation de la biodiversité mais aussi les composantes sociales et économiques du

développement durable. En raison du statut de protection, les usagers récréatifs sont plus demandeurs d'une qualité environnementale dans ces AMP.

Le niveau d'usage influence la répartition spatiale des usagers. Cependant, les usagers s'adaptent fortement à la fréquentation en fonction de leurs attentes et de l'expérience recherchée. Mais, l'influence du niveau d'usage sur la répartition spatiale des usagers dépend aussi de leur capacité de déplacement.

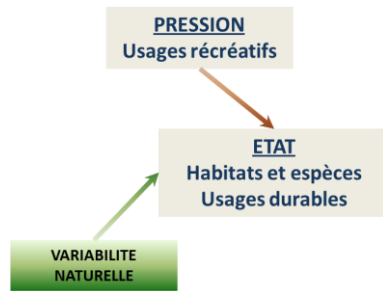
Au cours du chapitre 2, l'attractivité de la qualité environnementale des espaces récréatifs a été mise en évidence. Cette qualité environnementale est particulièrement recherchée dans les sites avec un statut de protection. Ainsi, les usagers récréatifs dans les AMP présentent une relation réciproque avec l'état écologique de l'environnement. En effet ils peuvent avoir des effets négatifs sur cet état tandis que l'on peut s'attendre à ce qu'un bon état écologique ait un effet positif sur le nombre d'usagers.

De plus, on a pu voir dans le chapitre 1 que les pressions associées aux usages récréatifs se concentraient dans les AMP et que ces derniers y augmentaient au fil des années de manière plus importante aussi. Ainsi évaluer l'effet de ces pressions sur l'état des écosystèmes apparaît primordial. Les articles 4 et 5 visent à évaluer l'effet des usages récréatifs côtiers respectivement sur l'état des habitats et peuplements sous-marins et sur l'état des populations ornithologiques.

V. Chapitre 4 : Etat écologique d'un réseau d'Aires Marines Protégées côtier. Le cas du lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie



Introduction



Les précédents chapitres s'intéressent particulièrement à l'évaluation des pressions associées aux usages récréatifs côtiers et à identifier les facteurs influençant le niveau des pressions et leur répartition spatiale. Dans le présent chapitre nous nous attachons plus particulièrement à étudier i) l'évolution de l'état écologique d'une zone côtière soumise à l'augmentation des usages récréatifs à partir d'indicateurs couramment utilisés pour décrire les habitats, les peuplements de poissons, et les populations d'oiseaux et ii) les relations entre les pressions et l'état du système étudié en mettant en œuvre des analyses statistiques exploratoires intégrant des données sur les usagers récréatifs et la biodiversité marine.

L'état des écosystèmes, décrit par l'abondance et la distribution spatiale des espèces, dépend d'un ensemble de facteurs naturels et anthropiques se manifestant à des échelles diverses. Par exemple, les poissons se répartissent selon les habitats en fonction de leurs préférences et des ressources dont ils dépendent. De même, à la base de la chaîne alimentaire, les ressources minérales ainsi que le phytoplancton varient spatialement et temporellement en fonction des courants marins, des événements météorologiques et de la dynamique du climat (Falkowski et al., 1998, Hays et al., 2005). Ces différents facteurs sont autant de sources de variabilité de l'état et de la dynamique des écosystèmes rendant les évaluations écologiques souvent difficiles. Se rajoutent à ces facteurs des facteurs globaux d'origine anthropique (i.e. changement climatique, acidification des océans,) dont l'influence ne sera pas prise en compte dans les analyses statistiques menées dans ce travail. Ce chapitre se focalise sur l'effet des pressions associées aux usages récréatifs sur l'état écologique d'une zone côtière récifale. Néanmoins les implications de ces effets à une échelle globale dans un contexte de changement climatique sont abordées en point de discussion de l'étude proposée.

Dans les zones côtières urbanisées ou soumises à des usages directs, les écosystèmes sont l'objet de pressions de natures diverses (voir Batista et al., 2014, Ban et al., 2010, Davenport and Davenport, 2006, Whitfield and Becker, 2014 pour une revue des pressions). Celles-ci peuvent affecter l'ensemble des composants de la biodiversité à des échelles spatiales et selon des fréquences variées. À titre d'exemple et sur la base des articles de synthèse cités précédemment, la pollution chimique et le trafic maritime sont associés à une pression constante, diffuse et affectant respectivement la qualité de l'eau et les organismes marins vivant en surface et sub-surface du fait de collisions. Les pressions liées à la présence d'usagers récréatifs s'exercent de manière localisée. Ces pressions peuvent correspondre à un usage direct de l'environnement (par ex. baignade, pêche) ou à l'aménagement des espaces où ceux-ci s'exercent, que cet aménagement vise à soutenir la pratique d'activités ou la protection des écosystèmes. Dans le cas d'usages direct, les pressions sont ponctuelles et peuvent impliquer une diminution des ressources et de la biodiversité ainsi qu'une dégradation des habitats. Des aménagements entraînent une dégradation des habitats pouvant amener à une perte de niches écologiques et à la disparition d'espèces dites spécialisées de manière localisée et permanente. De plus, ces aménagements peuvent entraîner une diminution de la qualité de l'eau et une dégradation des habitats à une échelle spatiale plus grande.

Cependant les pressions affectent de manière non linéaire l'état écologique. Cette relation est notamment connue sous le nom de courbe de Kuznets (voir Stern, 2004 pour une revue) et a été utilisée pour illustrer

le lien entre le développement humain et la gestion des ressources (Cinner et al., 2009) ou entre le développement économique et l'impact environnemental (York et al., 2009). D'une part, l'impact associé à une augmentation des pressions dépend du niveau de pression initial mais aussi du stade de développement des espèces et habitats concernés. Par exemple pour les récifs coralliens, la taille des colonies déterminera directement leur vulnérabilité à une pression donnée (Madin et al., 2014). De plus, l'ampleur d'un impact associé à une augmentation des pressions dépend des pressions initiales. En effet, une même augmentation de pression se traduira par un impact plus important si le niveau initial des pressions était faible alors que cette ampleur sera moindre dans le cas d'une pression initiale déjà marquée. Ceci a notamment été démontré dans le cas du piétinement humain au niveau d'un récif, une pression persistante et dont les impacts se cumulent dans le temps (Kay and Liddle, 1989). Malgré cette atténuation, il est possible d'atteindre un niveau de pression au-delà duquel l'écosystème bascule dans une situation de collapsus (Jackson et al., 2001), parfois de manière irréversible. L'accumulation de perturbations anthropiques et naturelles peut ainsi entraîner un changement radical de l'écosystème, qui devient moins riche et moins diversifié comme cela a été par exemple observé dans les Caraïbes (Mumby et al., 2007). Cet effet de seuil a notamment été démontré dans le cas de l'impact de la pêche, tel que pour la ressource en morue de Terre-Neuve (Frank et al. 2005) tandis que la relation non linéaire entre pression et état de l'écosystème a été montrée sur l'état des habitats suivant une pression d'ancrage pouvant ainsi justifier de limiter l'accès dans certaines AMP.

Ce chapitre se focalise principalement sur les effets des pressions associées aux usages récréatifs sur l'état de l'écosystème côtier. Ces relations ont été largement étudiées dans la littérature scientifique (Davenport and Davenport, 2006, Whitfield and Becker, 2014 pour des revues). L'étude présentée dans ce chapitre vise à mesurer ces effets dans le lagon du Grand Nouméa et le grand lagon sud. Dans un premier temps, on étudie l'évolution temporelle de l'état des habitats et des peuplements sous-marins dans une zone où une augmentation des pressions associées aux usages récréatifs a été observée. Dans un deuxième temps, on s'intéressera plus particulièrement aux relations existantes entre la répartition spatiale de ces pressions et de l'état écologique des peuplements et des habitats sous-marins mais aussi des populations ornithologiques côtières.

Dans ce chapitre, deux études illustrent les relations pouvant exister entre les pressions associées aux usages récréatifs et la biodiversité marine. Ces études mobilisent des indicateurs d'état écologique et des méthodes statistiques couramment utiliser pour évaluer l'état des peuplements et habitats marins. Ce travail n'a donc pas fait l'objet de développement méthodologique. Néanmoins, le choix a été fait de présenter ces deux études afin de souligner l'importance de disposer d'évaluations quantitatives de l'état écologique des zones côtières intégrant des estimateurs des pressions qui s'y exercent.

La première partie de ce chapitre est rédigée sous forme de prépublication portant sur l'évaluation d'AMP côtières vis-à-vis de leurs objectifs de conservation de l'état écologique des habitats et peuplements marins. Ce travail demande encore à être approfondi avant de constituer un véritable article scientifique. La présentation de ces études reprend le format classique d'un article pour la cohérence avec les autres chapitres de ce mémoire. Cette étude présente l'évolution de l'état de la biodiversité marine et des habitats sur une période de 7 ans grâce à des indicateurs d'état de l'écosystème et de la biodiversité couramment utilisés comme la richesse spécifique, calculés à partir d'observations en vidéo sous-marine. Dans un deuxième temps, cette étude vise à étudier les relations entre ces indicateurs écologiques et les indicateurs de pressions présentés dans les chapitres 1 et 2 du mémoire.

La deuxième partie de ce chapitre est également présentée sous forme d'un article court qui vise à illustrer les relations entre la fréquentation plaisancière et l'état des populations ornithologiques côtières et marines. Elle mobilise des données de suivis collectées par les gardes nature de la Province Sud de Nouvelle-Calédonie. Nous y discutons les impacts de la fréquentation plaisancière sur les populations ornithologiques côtières et marines. Les oiseaux marins et côtiers sont un composant important de la biodiversité, en particulier sur les îlots des lagons de Nouvelle-Calédonie, et ceux-ci sont affectés par les activités humaines dans les lagons.

Ces deux études illustrent et documentent les effets des pressions associées aux usages récréatifs sur l'état des écosystèmes et populations côtières. Les perspectives de ce travail sont nombreuses et sont présentées en discussion des articles et dans la conclusion générale de ce mémoire.

Etat écologique et efficacité d'un réseau d'Aires Marines Protégées côtières multi-usages

Article en préparation au stade de prépublication

Résumé

Les Aires Marines Protégées (AMP) sont un instrument de gestion et de conservation désormais répandu pour les écosystèmes côtiers, avec un nombre en constante augmentation. Ayant généralement pour but la protection de l'environnement naturel au sein de leur périmètre, elles représentent aussi des espaces fortement attractifs pour les usagers récréatifs. Ces usages sont associés à des pressions diverses pouvant affecter l'état des habitats et des peuplements sous-marins. Il apparaît donc logique de considérer ces pressions dans l'évaluation de l'état écologique des zones côtières en général et de l'effet des AMP en particulier ; cependant les évaluations existantes se basent seulement sur les données de suivis écologiques.

A partir de données de suivis des habitats et communautés sous-marines couvrant une période de 7 ans et fortement répliquées au sein et en dehors d'AMP, ainsi que d'une année de suivi des usages dans ces mêmes espaces, on décrit dans cette étude i) l'évolution d'indicateurs usuels de l'état des habitats et de la biodiversité ; ii) l'évolution de ces indicateurs entre zones protégées et zones non protégées, et iii) les relations entre les indicateurs de pression et l'état de la biodiversité. Les habitats montrent une évolution marquée avec une augmentation du recouvrement biotique mais une diminution de la diversité des formes coralliennes. En comparaison de zones peu fréquentées, les zones de forte fréquentation sont caractérisées par des peuplements fortement dominés par un nombre relativement moindre d'espèces. Cependant, les résultats ne montrent aucune différence statistiquement significative entre les zones protégées et les zones non-protégées en termes d'indicateurs écologiques. Le nombre de pêcheurs annuels n'apparaît pas non plus comme un facteur significatif pour expliquer les différences de structure des peuplements entre les zones. Les indicateurs relatifs à la densité et à la biodiversité montrent une tendance, toutefois non significative, à la diminution. Les résultats sont ensuite discutés d'un point de vue méthodologique et au regard de la gestion de ces zones côtières. Continuer à suivre l'état de ces espaces est nécessaire du fait de l'augmentation annoncée des usages qui doit être gérée de manière à limiter les impacts notamment sur l'état des habitats qui sont essentiels à la stabilité et la santé de ces écosystèmes et de leur résilience.

Mots-clés

Aires marines protégées, usages récréatifs; état écologique; Nouvelle-Calédonie, suivi.

Introduction :

Evaluation des Aires Marines Protégées

Les récifs coralliens sont une source importante de ressources halieutiques et d'espaces récréatifs (Moberg and Folke, 1999, Brander et al., 2007). C'est un espace fragile et sensible aux pressions locales, physiques, comme l'ancrage ou le piétinement mais aussi globales (Hoegh-Guldberg, 2007). Ces récifs et les écosystèmes associés, comme les herbiers, hébergent une forte biodiversité notamment ichtyologique et d'espèces emblématiques (requins, tortues, raies).

Afin de préserver ces écosystèmes, les Aires Marines Protégées (AMP) régulent les pratiques dans un espace délimité. Les objectifs des AMP sont le plus souvent orientés vers la conservation des habitats et des espèces mais peuvent aussi s'inscrire dans un but de durabilité des usages (Hargreaves-Allen et al., 2011). Kelleher et al. (1995) et Hargreaves-Allen et al. (2011) ont montré que les objectifs que les AMP se fixent ne sont pas toujours atteints. Les effets attendus et observés des AMP sur la biodiversité et notamment les populations de poissons ont été revus par plusieurs auteurs (e.g. Côté et al., 2001; Halpern, 2003; Michelli et al., 2004; Pelletier et al., 2005). Il en est de même pour les effets concernant la protection de l'état des habitats (Rouphael and Inglis, 2001, Milazzo et al., 2002). Lorsque l'établissement d'AMP ne suffit pas toujours pour atteindre les objectifs définis (Hargreaves-Allen, 2011), il apparaît donc nécessaire d'évaluer l'effet des AMP sur la biodiversité et les habitats, afin de justifier des efforts fournis par la société (i.e. effort financier, limitation des activités dans le périmètre de l'AMP). Le recours à des indicateurs de suivi pour rendre compte de l'atteinte des objectifs fixés par les gestionnaires des AMP est le moyen le plus courant pour en évaluer l'efficacité (Pomeroy et al., 2005, Pelletier et al., 2005). Parmi les qualités d'un indicateur, sa pertinence vis à vis des objectifs de gestion est primordial (voir la section Dans le contexte de la gestion du milieu côtier et des AMP, les « Réponses » en terme de gestion sont les mesures qui ont pour but d'avoir un effet sur les forces motrices ou les pressions (Atkins et al., 2011 ; Pinto et al., 2013). Il est aussi possible que ces « Réponses » agissent directement sur l'état de l'environnement naturel, notamment par des mesures de restauration écologique. Par ailleurs les relations entre 'Pression', 'Etat' et 'Impact' sont le plus souvent étudiées pour une pression particulière (Balaguer et al., 2011 ; Doyen et al., 2007), une portion de l'écosystème ou une espèce (Anselme et al., 2010 ; Childress et al., 2002 ; Langmead and Sheppard 2004 ; Yoo et al., 2013 ; Larocque 2012) ce qui limite la compréhension du fonctionnement du système du fait des interactions entre les usagers d'une part, et les espèces au sein des communautés d'autre part. Ici, le modèle DPSIR a été adapté en considérant les relations entre les usagers influençant l'intensité et la répartition spatiale des pressions (i.e. expérience) et l'existence de rétroactions s'exerçant au sein d'un écosystème et déterminant son état (i.e. stade de développement des écosystèmes) mais aussi les relations réciproques entre les pressions et l'état du système. De plus, l'évaluation des impacts se fait à partir de l'évolution de l'état de l'écosystème mais aussi des pressions et de leurs relations. Ainsi, les impacts sont identifiés au regard d'objectifs de gestion et orientent directement les réponses à mettre en œuvre. Enfin, les composants D-P-S-I-R sont décrits de manière à être adaptés à la gestion des usages récréatifs dans les zones côtières en général et dans les AMP en particulier.

De manière générale, l'application du modèle DPSIR nécessite de décrire les composants du système étudié par des indicateurs adaptés au contexte afin que leurs relations puissent être appréhendées de manière précise (Caiero et al., 2004 ; Pinto et al., 2013). A notre connaissance, aucune de ces études n'a utilisé ce cadre conceptuel afin de caractériser les relations entre ces indicateurs à partir d'analyses statistiques en utilisant des données quantitatives de suivi sur les usages et la biodiversité.

Les indicateurs pour les références).

En Nouvelle-Calédonie et en particulier dans le lagon faisant face à Nouméa (centre démographique de l'île), de nombreuses AMP ont été mises en place. Celles-ci sont régies par des statuts différents mais ont comme objectif commun la protection des habitats, de la biodiversité et des ressources. Les effets écologiques de ces AMP faisant face à Nouméa ont été mis en évidence il y a 20 ans (Wantiez et al., 1997), et au cours des derniers suivis réalisés ces effets s'observaient principalement sur les espèces pêchées (diversité, abondance et biomasse) (Wantiez et al., 2014). Ces effets se traduisent notamment par des abondances d'espèces de poissons et d'invertébrés benthiques plus importants dans le périmètre des réserves qu'à l'extérieur. Le bénéfice potentiel de cette protection vers les récifs non-protégés a de plus été illustré par l'étude des mouvements de certaines espèces de poissons exploitées dans la même zone (Chateau, 2008).

La plupart des AMP autorisent l'accès des usagers récréatifs au sein de leur périmètre (Shivlani and Suman, 2000; Smallwood et al., 2012). De plus la pêche est souvent autorisée au sein des AMP à travers le monde (Toropova et al., 2010, Wood et al., 2008). Du fait que les activités récréatives d'extérieur sont en plein essor à l'échelle mondiale (Cole, 1996; Pickering and Hill, 2007), la question de leurs impacts environnementaux prend aussi une importance accrue. Les pressions induites affectent notamment les habitats (Walker et al., 1989; Glynn, 1994; Backhurst and Cole, 2000; Milazzo et al., 2002, 2004; Saphier and Hoffmann, 2005; Davenport and Davenport, 2006; Lloret et al., 2008; Maynard et al., 2010, Leujak and Ormond, 2008, Kay and Liddle, 1989; Neil, 1990; Rodgers and Cox, 2003; Juhasz et al., 2010) et les peuplements sous-marins (Brown and Taylor, 1999; Casu et al., 2006, Codarin et al., 2009; Whitfield and Becker, 2014, Bejder et al., 2006; Hodgson and Marsh, 2007; Rako et al., 2013; Merchant et al., 2014). Considérer la répartition spatiale et les pressions est utile pour évaluer les impacts humains sur la biodiversité (Chabanet et al., 2005) et l'efficacité des réserves (Pelletier et al., 2005). De plus, il permet de mieux comprendre les relations entre les usages directs et la biodiversité et leurs répercussions sur l'atteinte des objectifs de gestion. Ce type d'évaluation considérant explicitement les pressions sera appelé évaluation intégrée de l'AMP dans la suite de ce travail.

Le manque d'informations sur les pressions à des échelles de temps et d'espace comparables avec les données écologiques rend souvent difficile l'évaluation intégrée des AMP. Dans cette étude on se propose d'évaluer l'évolution de l'état des habitats, de la biodiversité et de ressource à partir de données de suivi dans un espace géré ayant pour but la protection des écosystèmes et où les usages récréatifs ont fortement augmenté au cours de la dernière décennie. Plus spécifiquement, on étudiera les relations entre les pressions associées aux usages récréatifs et la composition des peuplements de poisson.

Matériel et méthode :

Cas d'étude :

En face de l'agglomération du Grand Nouméa, qui regroupe environ 180 000 habitants d'après le dernier recensement de 2014 (ISEE, 2014), se trouve un lagon composé de nombreux îlots et récifs (Figure V-1). Afin de protéger les écosystèmes et les peuplements récifaux s'y trouvant, la Province Sud de Nouvelle-Calédonie (en charge de la gestion de cet environnement lagunaire) a créé sept AMP entre 1981 (îlot Maître) et 1998 (pointe du Kuendu). Bien qu'ayant des statuts et finalités différents (Réserves naturelles, Aire de Gestion Durable des Ressources), ces AMP interdisent toute forme de

prélèvement au sein de leur périmètre (i.e. pêche, ramassage). L'îlot Goéland est une réserve naturelle saisonnière, interdisant l'accès aux plaisanciers des eaux à moins de 300m des parties émergées de l'îlot à marée basse entre le 1^{er} novembre et le 28 février. Cette réglementation a pour but de limiter les pressions des usages récréatifs sur les populations ornithologiques côtières s'y trouvant. De fait la pêche y est pratiquée toute l'année. Ainsi, on considèrera que cet îlot est situé hors réserve dans notre étude alors que toutes les autres AMP seront considérées comme étant des réserves du fait de l'interdiction de la pêche.

Malgré la protection apportée par les AMP aux îlots et récifs les plus proches de Nouméa, les usagers récréatifs se concentrent dans ces réserves, du fait notamment de leur proximité à la grande majorité des accès à la mer pour les plaisanciers. Ainsi, malgré l'effet des AMP sur les populations ichtyologiques et la biodiversité (Wantiez et al., 2014), des perturbations non négligeables existent dans ces espaces protégés. Celles associées à la fréquentation des usagers, on peut notamment citer les pressions s'exerçant plus particulièrement sur l'habitat par le piétinement et l'ancrage. Elles peuvent aussi concerner les peuplements d'espèces de poisson, les tortues et les mammifères marins du fait du dérangement et de collisions avec les bateaux (voir Davenport and Davenport 2006, Whitfield and Becker 2013 pour une revue).

Cette zone d'étude fait l'objet depuis 1994 d'un suivi quadriennal afin d'évaluer l'état du milieu et de l'effet des AMP. La dernière étude, qui date de 2014, fait état d'une biodiversité importante avec 303 espèces de poissons observées, une densité d'abondance moyenne de 2.2 poissons au m² et en moyenne 74 espèces observées par station (Wantiez et al., 2014). Ce même rapport fait état d'un habitat dominé par des débris. La densité moyenne de poissons commerciaux et la biomasse moyenne de l'ensemble des espèces considérées dans ces comptages sont plus importantes dans les réserves que hors réserve. Néanmoins cette différence ne s'observe pas pour les indicateurs de richesse spécifique et densité toutes espèces confondues.

Collecte de données sur la biodiversité :

Les observations portant sur la biodiversité marine ont été réalisées à l'aide de caméras rotatives autonomes STAVIRO (Pelletier et al., 2012). Le système est posé sur le fond le temps d'effectuer 3 rotations complètes sans perturbation. Chacune des rotations est composée de 6 secteurs de 60° filmés pendant 30 secondes chacun. Ainsi pour 3 rotations, les observations durent 9 minutes par station. Le système est posé et récupéré sans immersion des personnes en charge de sa mise en place. Afin de garantir une pause horizontale et sans obstruction du champ de vision de la caméra, la personne déployant le système s'assure de sa stabilité et de sa position par rapport au sol à l'aide d'un bathyscope.

Les observations ont été effectuées de 2007 à 2013, d'avril à septembre en 2008 et 2009, et en décembre en 2013. Chaque année, la campagne de terrain a duré entre 10 (en 2013) et 20 (en 2007) jours. Les observations ont été réalisées approximativement entre 7h00 et 16h00 pour entre 7 (en 2007) et 20 (en 2013) stations par jour. La répartition spatiale des stations d'observation est stratifiée par type de site (un îlot, un récif, une portion du lagon). Pour chacun de ces sites, les stations sont réparties et en nombre suffisant de façon à s'assurer d'observer une diversité de conditions (type de substrat, profondeur, exposition aux vents dominants).

Les îlots de Signal et Larégnère, ainsi que le lagon les séparant ont fait l'objet d'observations chaque année (Figure V-1). Les îlots de Mbo et Mbe Kouen et le récif se situant entre ces îlots ont été

échantillonnés chaque année sauf en 2007. En 2013, le nombre de récifs et îlots ayant fait l'objet d'observations par caméra sous-marine a été augmenté pour concerner 10 îlots et 7 récifs (Figure V-2).

Analyse des images vidéo :

Les images obtenues à partir des caméras ont servi à comptabiliser le nombre d'individus des espèces d'intérêt écologique, halieutique et emblématiques (i.e. tortues, serpents) (liste des espèces présentée en Annexe 1 du mémoire) (Pelletier et al. 2016) et identifiables sur les images vidéo jusqu'à une distance de 5 mètres minimum. Cette liste est composée de 29 familles de poissons et 3 familles d'espèces emblématiques (Cheloniidae, Dugongidae et Elapidae). Pour l'estimation des abondances, seules les animaux qui se situent à moins de 5 mètres de la caméra sont pris en compte. Les individus sont comptabilisés par secteur et ensuite additionnés pour une rotation complète de 360°. Cette procédure est répliquée pour chaque rotation d'une station. Une moyenne du nombre d'individus par espèce est ensuite calculée sur les 3 rotations permettant ainsi de lisser la variabilité d'observation entre les rotations pour chaque station.

A partir des mêmes images, une analyse paysagère de l'habitat a été effectuée selon la méthode Medium Scale Approach (MSA) (Clua et al., 2006). Ainsi la couverture en substrat dur (débris, dalle, roche) et en substrat meuble (sable, vase) est exprimée en pourcentage de la surface totale observée à une distance maximum de 5 mètres de la caméra. La couverture en corail vivant, herbier, algueraie est estimée de la même manière. Enfin la complexité de l'habitat est décrite sur une échelle de 1 (peu complexe) à 4 (très complexe). Cette description de l'habitat est faite indépendamment pour chaque secteur, puis, une moyenne est réalisée sur la rotation complète.

Collecte de données sur la fréquentation des plaisanciers :

Le nombre de bateaux a été comptabilisé en 2008, en 2009 et en 2013 pour chacun des sites sur lesquels des observations de la biodiversité ont été réalisées. La répartition spatiale des bateaux est décrite à l'échelle de ces sites (e.g. un récif, un îlot). Au final 122 sorties sur le terrain en 2008, 52 en 2009 et 49 en 2013 ont été effectuées. Pour chaque année, les sorties se répartissent sur l'année en suivant une double stratification temporelle en fonction du trimestre et du type de jour (jour de semaine ou jour de week-end). Pour chacune de ces strates on dispose d'au moins 2 sorties. Les sorties se sont déroulées entre 8h00 et 16h00 au moyen d'un hélicoptère en 2013 et d'un bateau en 2008 et 2009. Le temps nécessaire à la couverture de la zone d'étude est d'environ 1 heure pour les survols et de 2 à 3 heures pour les observations à bord de bateaux. Chacun des sites a été approché à une distance suffisante pour déterminer le nombre de bateaux et le type de mouillage utilisé (i.e. ancrage, corps-morts permanents).

Typologie d'habitat :

L'abondance et la répartition des animaux est très liée à l'habitat (Chabanet et al., 1997 ; Garcia-Charton and Perez-Ruzafa, 1999 ; Ferraris et al. 2005) et il est indispensable de le prendre en compte dans l'analyse des différences entre stations. Une typologie des habitats observés a été définie à partir de l'ensemble des stations, de manière à servir de facteur explicatif lors de l'analyse des indicateurs d'état de la biodiversité. Six paramètres sont considérés pour caractériser l'habitat dans cette typologie :

- la complexité du fond (échelle de 1 à 4)

- le pourcentage de recouvrement en substrat meuble (sable/vase) (%)
- le pourcentage de recouvrement en substrat dur (débris, blocs, roche) (%)
- le pourcentage de recouvrement en corail vivant (%)
- le pourcentage de recouvrement en herbier (%)
- le pourcentage de recouvrement en alguaie (%)

Une analyse en composantes principales (ACP) est conduite sur le tableau des valeurs de ces paramètres par station, suivie d'une classification hiérarchique ascendante (CAH) sur les coordonnées des stations sur les axes factoriels de l'ACP. La CAH est basée sur le critère d'agglomération de Ward.

Etude de l'évolution temporelle des indicateurs de l'état écologique

Afin d'étudier cette évolution, seuls les sites pour lesquels on dispose d'observations par caméra vidéo sur la majorité des années (2007, 2008, 2009, 2010 et 2013) ont été sélectionnés (cadres « A » et « B » de la Figure V-1), c'est à dire le récif Larégnère, le récif entre l'îlot Mbo et Mbe Kouen ainsi que les îlots Signal, Larégnère, Mbo et Mbe Kouen. Parmi l'ensemble de ces sites, seuls les îlots Signal et Larégnère sont des AMP. A noter que les sites représentés dans le cadre « B » de la Figure V-1 (Mbe Kouen, Mbo et le récif entre les deux) n'ont pas été échantillonnés en 2007. Ainsi en 2007, le site non protégé pour lequel des données sont disponibles est le récif Larégnère.

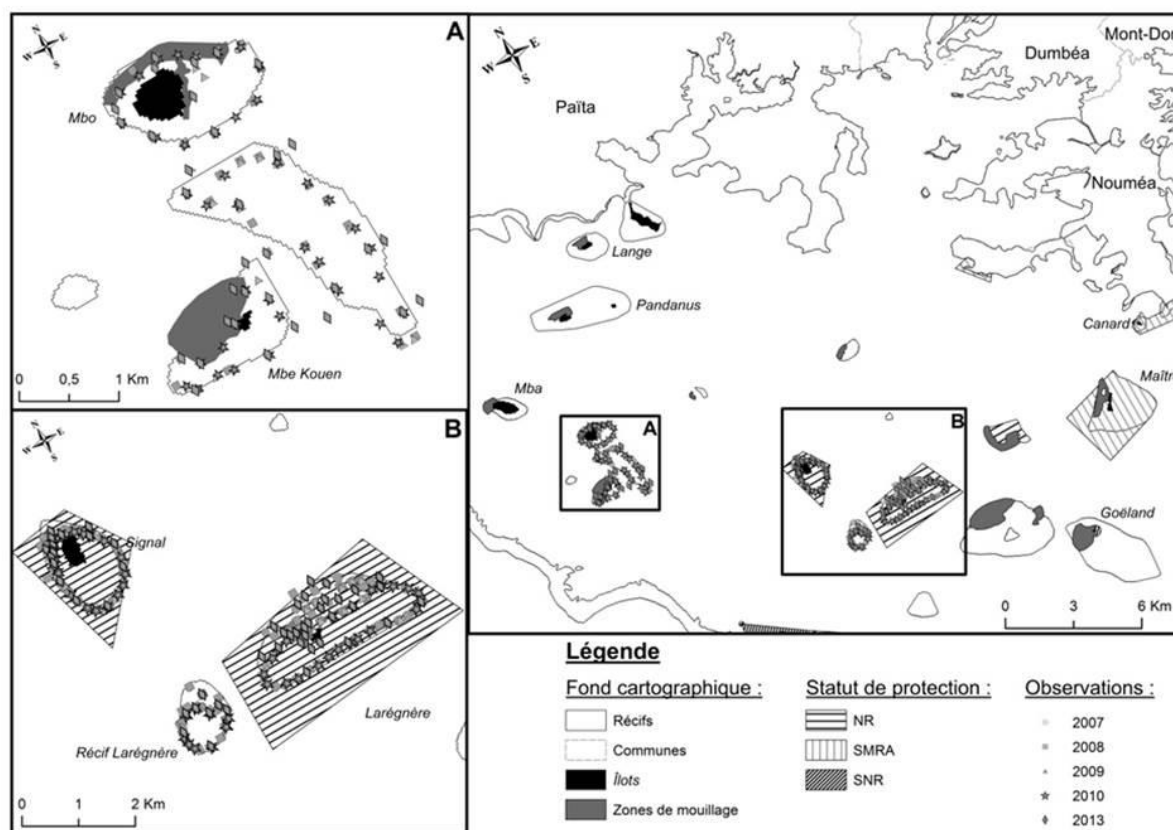


Figure V-1: Carte des îlots et récifs du lagon du Grand Nouméa et positionnement des stations d'observation mobilisées pour l'étude de l'évolution temporelle de l'état écologique

Les métriques considérées ont été sélectionnées en fonction de leur pertinence vis à vis des objectifs de gestion de protection de l'environnement et de leur complémentarité. Ainsi, le recouvrement en

corail vivant et le recouvrement en herbier et algueraie permet d'évaluer l'état de conservation des habitats. Nous considérons de plus le pourcentage de coraux à morphologie sensible aux pressions physiques (branchus, tabulaires, foliacés) afin d'évaluer l'état des habitats coralliens vis à vis de perturbations associées aux usages récréatifs (e.g. piétinement, ancrage). La densité d'abondance de l'ensemble des espèces observées (Annexe 1), la richesse spécifique et l'indice de Pielou de ces peuplements apportent des informations complémentaires sur l'état de la biodiversité. Enfin la densité d'abondance des espèces cibles de la chasse sous-marine permet d'évaluer l'état des ressources en relation directe avec la technique de pêche la plus répandue dans la zone d'étude (Preuss, 2012).

Les variations des indicateurs de l'état écologique en fonction du statut de protection (réserve, hors réserve), de la zone du récif (abrités des vents dominants, zone de mouillage des bateaux et exposés aux vents dominants) et de l'année ont été analysées à partir de modèles linéaires (Tableau V-1). Lorsque les hypothèses des modèles linéaires n'étaient pas valides, des modèles linéaires généralisés (GLM) ont été utilisés en lieu et place des modèles linéaires gaussiens, et en sélectionnant la distribution appropriée aux données. Ce fut le cas pour les recouvrements en herbier et en algueraie. Pour chacun des facteurs possédant plus de deux modalités (année, zone du récif et année x statut de protection) et ayant un effet significatif sur la métrique considérée, des tests de comparaisons multiples basés sur la méthode de « Tukey Honest Significant Difference » (Tukey, 1977) ont été réalisés afin d'identifier les modalités significativement différentes (avec un seuil de confiance à 5%).

Pour les indicateurs relatifs à l'état de l'habitat, nous avons sélectionné les observations du type d'habitat concerné (i.e. l'évolution du recouvrement en corail vivant a été étudiée uniquement pour les habitats de substrat dur). L'interaction de l'année et du statut de protection a été considérée de manière à déterminer si l'évolution différait entre zone protégée et non protégée.

Tableau V-1: Métriques, facteurs explicatifs testés et type de modèle de chacun des modèles.

| Métriques | Facteurs | Type de modèle |
|--|---|-----------------------|
| Recouvrement corail vivant | | Modèle linéaire |
| Proportion de coraux à morphologies sensibles | Année / statut de protection / zone du récif / année x statut de protection | Modèle linéaire |
| Recouvrement en herbier et algueraies | | GLM quasipoisson |
| Richesse spécifique | Année / statut de protection / zone du récif / habitat / | Modèle linéaire |
| Densité d'abondance totale | | Modèle linéaire |
| Indice de Pielou | | Modèle linéaire |
| Densité d'abondance d'espèces cibles de la chasse | Année x statut de protection | Modèle linéaire |

L'analyse de cette évolution à partir de modèles statistiques mobilise des indicateurs généralement utilisés pour décrire l'état des habitats et des peuplements marins avec des observations par comptages visuels en plongée. L'analyse statistique présentée de cette évolution dans cette étude est exploratoire. L'application d'une approche statistique est permise du fait de la réplication des observations. Néanmoins, cette forte réplication d'observations est associée à une variabilité supplémentaire dans le calcul des indicateurs et peut avoir une incidence sur l'efficacité des indicateurs retenus. Aucun travail sur l'efficacité des indicateurs retenus n'a pu être réalisé dans le cadre de cette étude alors que ce type d'analyse pourrait permettre d'identifier des indicateurs plus efficaces pour évaluer l'évolution de l'état écologique des récifs compris dans cette étude.

Etude des relations entre la composition des peuplements et les pressions associées aux usages récréatifs.

On étudie les relations entre les métriques de pressions associées aux usages récréatifs et les métriques d'état de l'écosystème présentés dans le Tableau V-1 en décrivant les observations selon la structure de leur peuplement. Pour cette analyse, seules les observations réalisées en 2013 sont considérées (Figure V-2), afin d'éliminer la variabilité associée à la répartition spatiale des observations entre les campagnes d'observation. Au total, 10 îlots (dont 2 AMP) et 7 récifs (dont 1 AMP) ont fait l'objet d'observations en 2013.

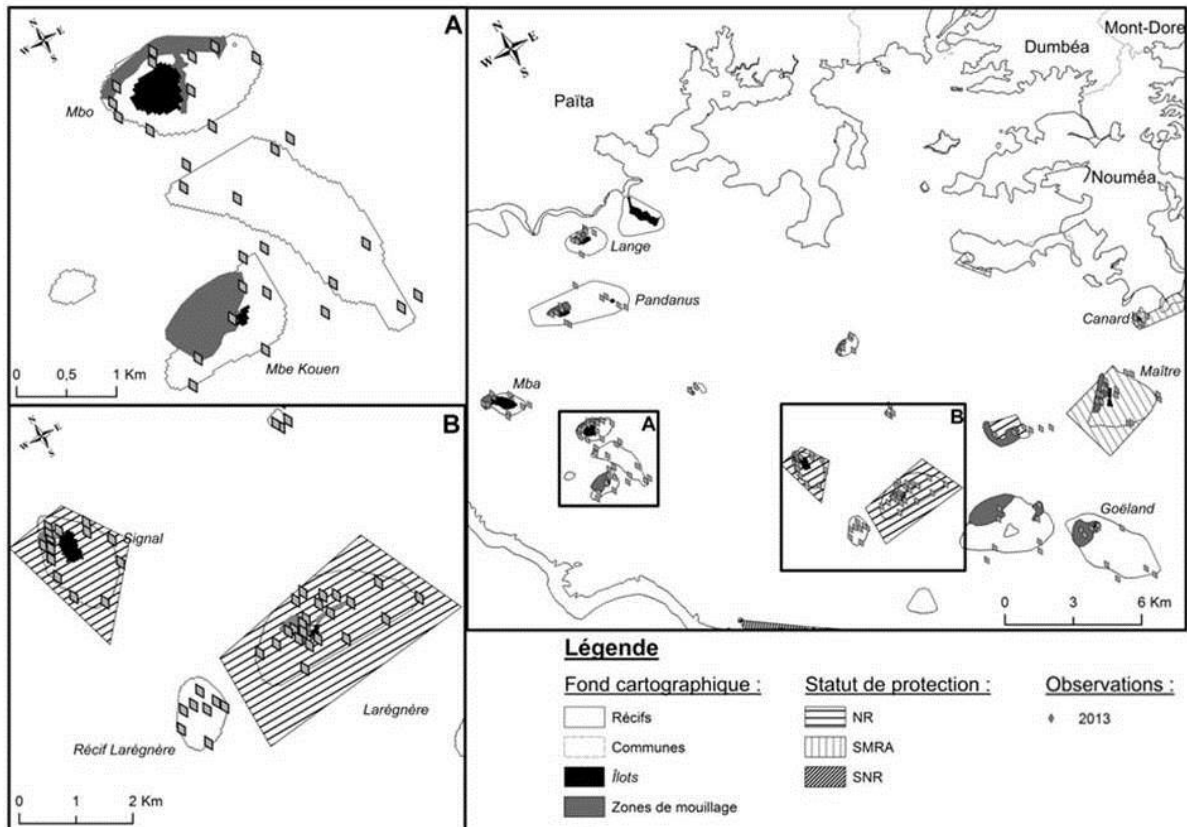


Figure V-2: Ilots et récifs du lagon du Grand Nouméa et positionnement des stations d'observation réalisées en 2013

A partir des observations réalisées en 2013 (Figure V-2), on réalise une analyse en composante principale (ACP) sur la matrice des densités d'abondance par espèce sur les 182 stations effectuées en 2013. Les indicateurs de pression et d'état écologique ne contribuent pas à la construction des axes factoriels mais sont ensuite projetés sur les axes factoriels (variables illustratives). Afin de limiter l'influence des espèces rares seules les espèces ayant été observées dans au moins trois stations ont été conservées (soit 83 espèces sur 123 espèces observées au total). De plus, afin de limiter l'influence d'espèces fortement abondantes (i.e. espèces en bancs), une transformation de Hellinger a été appliquée aux densités d'abondance observées (Legendre & Gallagher, 2001). Cette transformation est présentée par l'équation suivante :

$$H_{ij} = \sqrt{\frac{X_{ij}}{\sum_{i=1}^k X_{ij}}}$$

Avec H_{ij} le coefficient de Hellinger de l'espèce i , X_{ij} le nombre d'individus de l'espèce i observés et k le nombre d'espèces. Ainsi les observations sont indépendantes de la densité d'abondance totale de la station car la transformation appliquée à l'abondance de chaque espèce est fonction de sa proportion dans la communauté.

Les variables illustratives sont les indicateurs d'état écologiques ayant fait l'objet d'une analyse de leur évolution temporelle (Tableau V-1), les métriques d'estimation des pressions associées aux usages récréatifs qui correspondent au nombre total de bateaux visitant un site estimé à l'échelle de l'année, en distinguant les bateaux en route de ceux en action de pêche (voir chapitre 2 pour les estimations), et à la densité moyenne de bateaux ancrés lors des pics de fréquentation pour les zones de mouillage uniquement (voir le chapitre 1 pour la définition des pics de fréquentation).

Les relations entre les facteurs explicatifs (la zone du récif, le type d'habitat et le statut de protection), les variables illustratives et la structure des peuplements sont par ailleurs identifiés en fonction de leur corrélation avec les axes du plan factoriel.

Résultats

Typologie de l'habitat

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée sur les variables de description de l'habitat expliquent 70% de la variance du jeu de données. Le premier axe discrimine particulièrement les fonds meubles (i.e. sable, vase), des fonds durs (i.e. dalle, roche). Le deuxième axe, discrimine les herbiers des algueraies pour les fond meubles et les habitats de corail vivant des fond durs abiotiques (roche, débris) pour les fonds durs. A partir des coordonnées des observations sur ces deux axes, la CAH indique que 2 types d'habitat se distinguent particulièrement (plus haut saut de variance). Au final, considérer deux types d'habitats, permet d'expliquer 50% de la variance du jeu de données. Les caractéristiques de ces deux types d'habitat sont présentées dans le Tableau V-2.

Tableau V-2: Moyennes et écart-types associés de chaque variable décrivant l'habitat pour les deux types d'habitat

| Descripteurs de l'habitat | Types d'habitats | |
|--|------------------|---------------|
| | Fonds durs | Fonds meubles |
| Couverture en fonds meubles (%) | 21 ± 15 | 84 ± 19 |
| Couverture en fond durs (%) | 53 ± 26 | 12 ± 16 |
| Recouvrement en herbier (%) | 0.3 ± 3 | 26 ± 33 |
| Recouvrement en algueraie (%) | 3 ± 7 | 15 ± 22 |
| Recouvrement en corail vivant (%) | 25 ± 21 | 4 ± 7 |
| Complexité (1 à 4) | 2.61 ± 0.45 | 1.60 ± 0.53 |

Etant les facteurs présentant la plus grande corrélation avec le premier axe factoriel de l'ACP, le type de fond est la caractéristique qui discrimine le plus les deux types d'habitat. La variabilité de la couverture herbier et algueraie dans le type de fond meuble est élevée, il en est de même pour le recouvrement en corail vivant pour le type d'habitat de fond dur. Ainsi, 10% des observations dans les habitats de fonds dur présentent un pourcentage de recouvrement en corail vivant nul tandis que 25% un taux de recouvrement de plus de 40%. Le recouvrement biotique dans les fonds meuble est

distribué de manière similaire avec 10% des stations avec un recouvrement nul mais 25% avec un recouvrement supérieur à 75%. Malgré cette variabilité, l'ensemble des facteurs de description de l'habitat sont significativement différents entre les types d'habitat (Mann-Whitney test, $p < 0.0001$).

Présentation des données

La répartition selon le statut de protection, la zone du récif, le type d'habitat et selon les années des 766 stations considérées dans cette analyse est présentée dans le Tableau V-3. Les zones exposées des récifs sont les plus échantillonnées pour toutes les années, sauf en 2013. Néanmoins, l'ensemble des combinaisons de facteurs présentent un nombre d'observations suffisant pour réaliser des tests statistiques afin de tester leurs effets sur les descripteurs de la biodiversité, à l'exception de trois combinaisons de niveaux de facteurs observées moins de 2 fois. L'ensemble de ces combinaisons se retrouvent sur des substrats durs hors réserve en 2007 et en réserve en 2008.

Tableau V-3: Répartition des observations en fonction de l'année, de la zone au sein du site, de l'habitat et du statut de protection. HR : Hors réserve ; RE : Réserve ; Durs : type d'habitat de substrat dur ; Meubles : type d'habitat de substrat meuble.

| Année | Côté exposé du récif | | | | Zone de mouillage | | | | Côté abrité du récif | | | |
|-------------|----------------------|----|---------|----|-------------------|----|---------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Durs | | Meubles | | Durs | | Meubles | | Durs | | Meubles | |
| | RE | HR | RE | HR | RE | HR | RE | HR | RE | HR | RE | HR |
| 2007 | 21 | 2 | 14 | 2 | 5 | 0 | 10 | 2 | 10 | 1 | 17 | 2 |
| 2008 | 17 | 21 | 17 | 7 | 0 | 8 | 15 | 13 | 4 | 6 | 30 | 12 |
| 2009 | 17 | 23 | 12 | 7 | 2 | 10 | 7 | 4 | 4 | 8 | 11 | 2 |
| 2010 | 15 | 21 | 8 | 7 | 5 | 14 | 3 | 3 | 5 | 7 | 3 | 2 |
| 2013 | 7 | 5 | 4 | 8 | 4 | 7 | 11 | 7 | 3 | 8 | 12 | 10 |

La répartition des 182 observations réalisées en 2013 est présentée dans le Tableau V-4. Toutes les combinaisons de facteurs disposent d'au moins 2 observations, permettant ainsi d'étudier l'effet de l'interaction entre l'ensemble de ces facteurs.

Tableau V-4: Répartition des observations entre l'habitat, de la zone au sein du site et du statut de protection pour l'année 2013.

| | Côté exposé du récif | | Zone de mouillage | | Côté abrité du récif | |
|---------------------|----------------------|---------|-------------------|---------|----------------------|---------|
| | Durs | Meubles | Durs | Meubles | Durs | Meubles |
| Hors réserve | 8 | 20 | 11 | 16 | 6 | 13 |
| Réserve | 21 | 17 | 11 | 30 | 7 | 22 |

Sur les 17487 individus observés des espèces considérées dans les comptages par vidéo sous-marine (Annexe 1) et pour l'ensemble des stations, 14676 (84%), ont été identifiés jusqu'à l'espèce pour l'ensemble des années et l'ensemble des zones du lagon. Ces individus se répartissent au sein de 25 familles. Les familles les plus représentées sont les Lutjanidae (2465 individus), les Acanthuridae (2220 individus). Dans une moindre mesure, les Mullidae (1518 individus), les Scaridae (1291 individus), les Siganidae (1211 individus), les Caesionidae (1095 individus), les Lethrinidae (1021 individus), les Chaetodontidae (975 individus) et les Labridae (933 individus) sont néanmoins représentés par un grand nombre d'individus. 27 tortues (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas*) et 2 tricots rayés (*Laticauda colubrina*) ont été observés. La profondeur des observations se situe entre 1,5 mètres et 23 mètres.

Evolution temporelle des indicateurs de l'état écologique

Entre 2007 et 2013, on observe i) une augmentation de la couverture en corail vivant aussi bien dans les réserves qu'à l'extérieur ii) une augmentation de la couverture en herbier en réserve en 2013 et iii) une diminution du pourcentage en coraux de morphologies sensible aux pressions physiques depuis 2010 en dehors des réserves et depuis 2008 dans les réserves (Figure V-3). Le pourcentage en coraux de morphologie sensible et le recouvrement en herbier sont significativement plus élevés dans les sites hors réserve que dans les réserves sur l'ensemble des années. Cependant, pour l'ensemble des descripteurs de l'état de l'habitat, les comparaisons multiple de l'interaction entre l'année et le statut de protection ne montre pas de différence significative entre statuts pour une même année.

La localisation de l'observation autour du récif n'a pas d'influence significative sur l'état de l'habitat. L'état des habitats apparaît donc homogène à l'échelle du récif corallien et son évolution est similaire dans et en dehors des réserves. Cependant, sur la période d'observation, l'augmentation de couverture en corail vivant est significative à partir de 2010 en réserve tandis qu'elle ne l'est qu'en 2013 pour les observations effectuées en dehors des réserves. L'année et le statut de protection expliquent 32% de la variabilité de recouvrement en corail vivant, 23% de la variabilité de la proportion de coraux ayant une morphologie sensible dans les habitats de substrats durs et 28% du recouvrement en herbier dans les habitats de substrat meuble. Ces modèles expliquent donc une part de variance importante des données compte tenu de la variabilité naturelle.

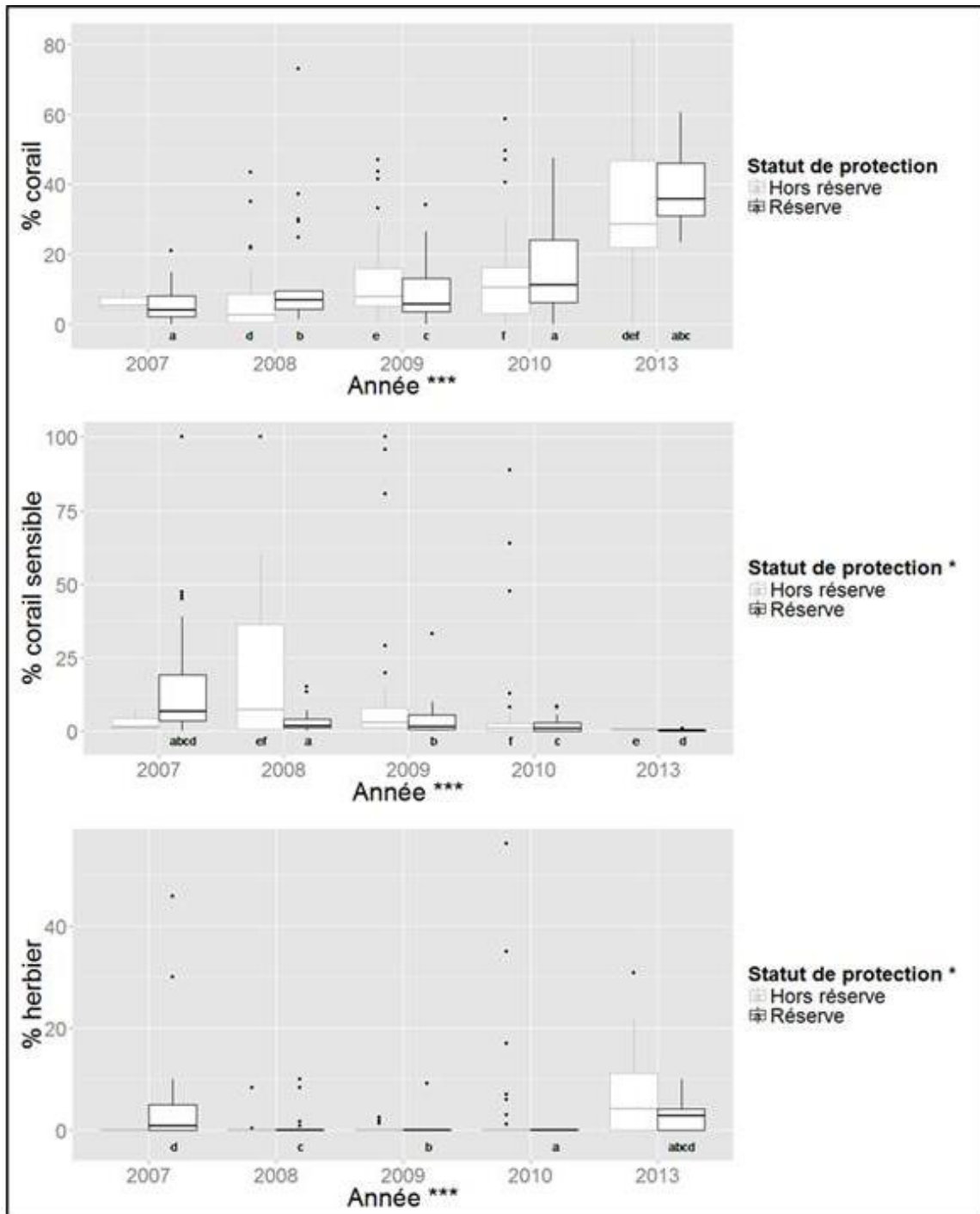


Figure V-3: Diagramme de dispersion du recouvrement en corail vivant (haut), pourcentage de coraux à morphologie sensible (milieu) et recouvrement en herbier (bas) en fonction de l'année et du statut de protection. La significativité des facteurs année et statut de protection est affichée avec * : $p < 0.05$ et *** : $p < 0.001$. Pour un statut de protection donné, une lettre identique affichée en dessous des diagrammes indiquent une différence significative entre deux années.

La richesse spécifique des peuplements est significativement différente entre les années, la localisation sur le récif, le type d'habitat et le statut de protection (Figure V-4). Les interactions entre ces facteurs ne sont pas significatives pour la richesse spécifique indiquant une évolution similaire quel que soit le statut, l'habitat et la localisation des observations sur le récif. De plus les différences entre statuts sont

similaires pour les différents types d'habitat et selon la localisation de l'observation sur le récif. Ces quatre facteurs expliquent 38% de la variabilité de la richesse spécifique.

La richesse spécifique est significativement plus faible en 2008 et 2013 que pour les autres années, à l'exception de la différence 2009-2013 qui n'est pas significative. La richesse spécifique est plus faible dans les zones abritées de l'îlot que dans les zones de mouillage ou exposées aux vents dominants de l'îlot, ces dernières présentant des valeurs similaires. Enfin, la richesse spécifique est significativement plus élevée dans les zones non protégées que dans les AMP sur la période d'échantillonnage, et significativement plus élevée sur les substrats durs que sur les substrats meubles.

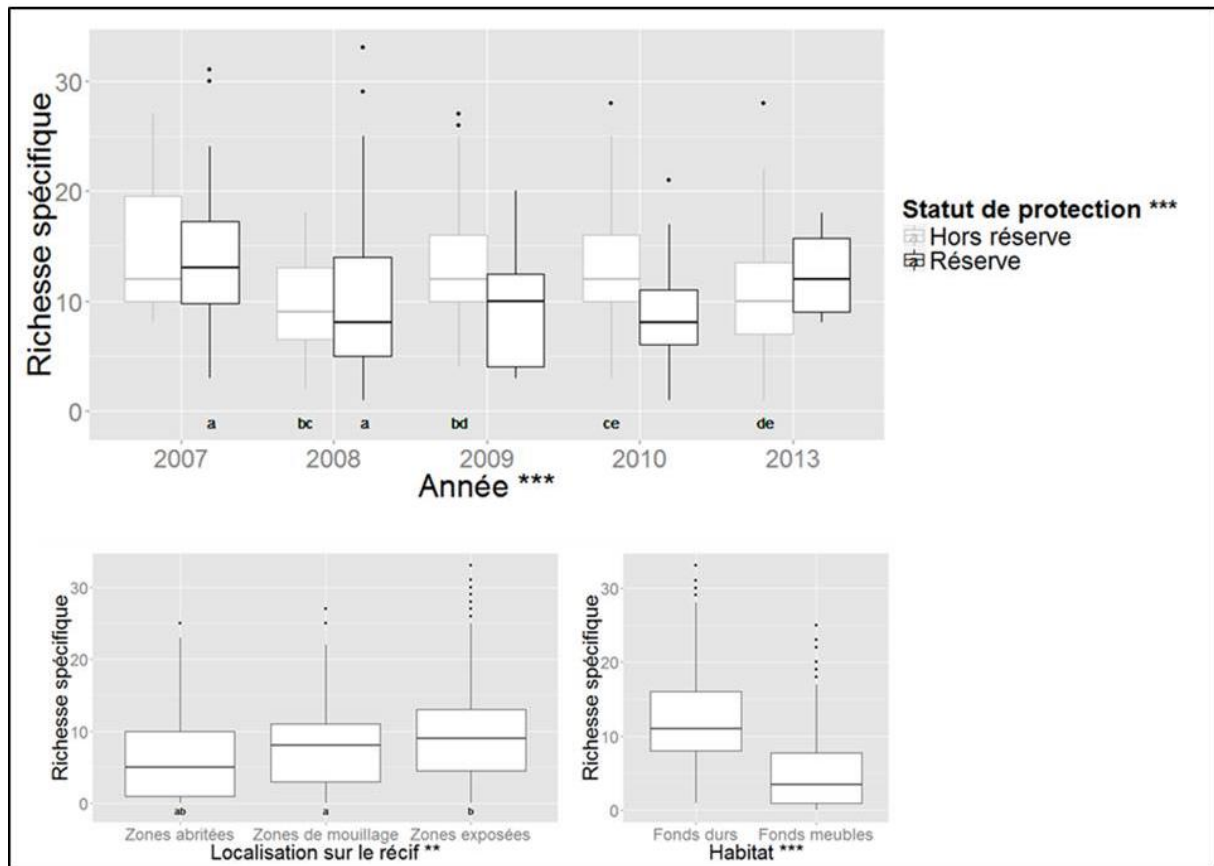


Figure V-4: Diagramme de dispersion de la richesse spécifique des peuplements en fonction de l'année et du statut de protection (haut), de la localisation de l'observation sur le récif (bas gauche) et du type d'habitat (bas droite). La significativité des facteurs est affichée avec ** : $p < 0.01$ et *** : $p < 0.001$. Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités de ces facteurs.

En ce qui concerne l'indice d'équitabilité de Pielou des peuplements, l'habitat est le seul facteur qui influence significativement la valeur de l'indice de Pielou en expliquant 7% de sa variabilité. Ce faible taux de variance expliquée par le modèle s'explique notamment par le fait que l'indice de Pielou est fortement variable dans les habitats de fonds meubles. Le statut de protection n'explique pas de manière significative les variations de l'équitabilité des espèces (Figure V-5). Bien que l'on n'observe pas d'évolution significative de cet indice au cours du temps, on remarque que, dans les fonds meubles, celui-ci est plus faible en 2008, pour ensuite augmenter à son niveau maximum en 2010 et ensuite diminuer de manière non significative en 2013. L'année 2010 est la seule année pour laquelle l'indice de Pielou n'est pas significativement différent entre les fonds durs et les fonds meubles.

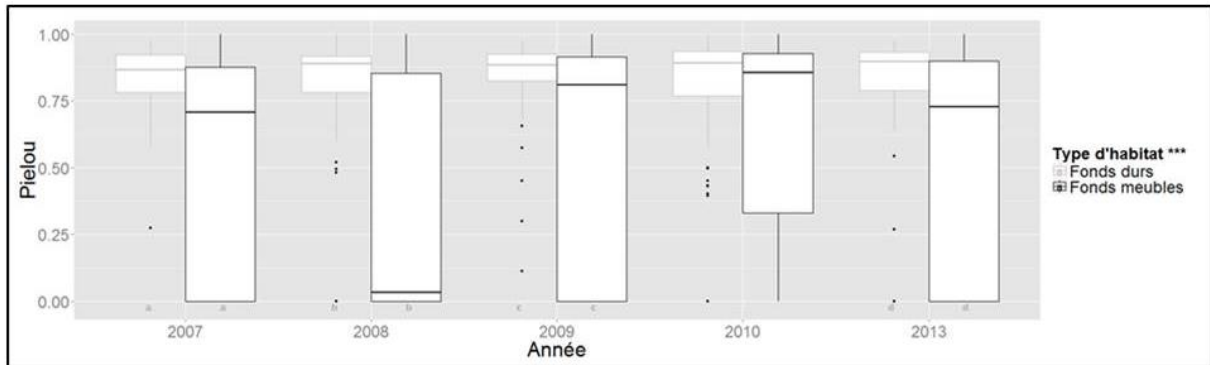


Figure V-5: Diagramme de dispersion de de l'indice de biodiversité de Pielou en fonction du type d'habitat et de l'année. La significativité des facteurs année et statut de protection est affiché avec *** : $p < 0.001$. Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités des facteurs concernés

Pour ce qui est de la densité d'abondance totale des peuplements, les effets de l'habitat, du statut de protection, de la localisation sur le récif et de l'année sont significatifs sur la période d'échantillonnage (Figure V-6) tandis que les interactions entre ces facteurs et l'année ne le sont pas. Ainsi, comme pour la richesse spécifique, l'évolution temporelle de la densité d'individus n'est pas significativement différente entre statut de protection, habitat ou localisation sur le récif. Le modèle à quatre facteurs explique 28% de la variabilité de la densité d'abondance totale. Comme pour la richesse spécifique, la densité d'abondance est significativement plus élevée dans les habitats de fonds durs. En 2008 et 2013, les densités d'abondance sont significativement plus faibles que les autres années. La densité d'abondance est significativement plus élevée à l'extérieur des réserves que dans leur périmètre. La densité d'abondance diffère significativement selon l'exposition, avec des valeurs plus fortes dans les parties exposées aux vents dominants et dans les zones de mouillages que dans les zones abritées des vents dominants.

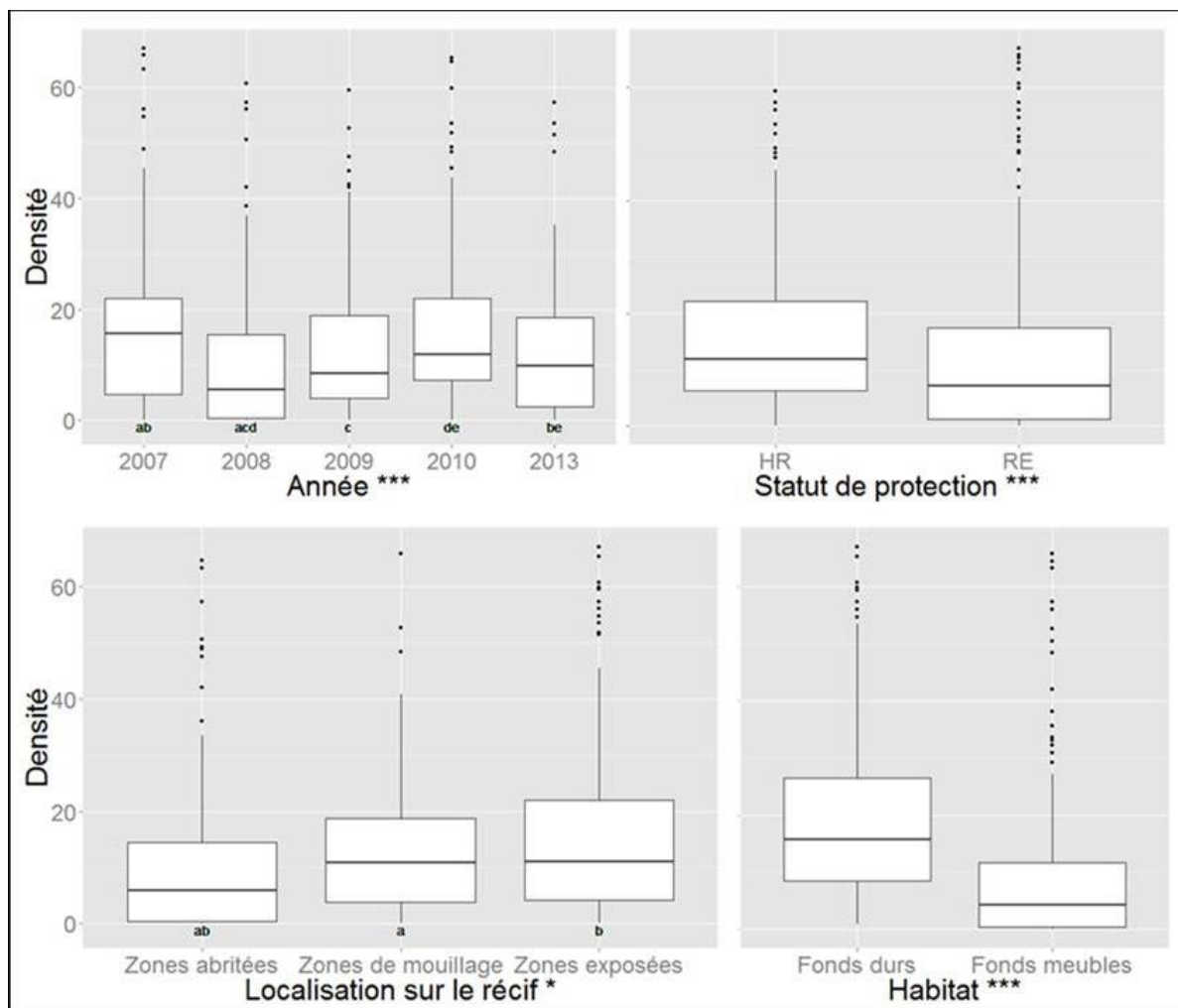


Figure V-6: Diagramme de dispersion de de la densité (nb/100m²) d'individus en fonction de l'année (haut gauche), du statut de protection (haut droite), de la localisation de l'observation sur le récif (bas gauche) et de l'habitat (bas droite). La significativité des facteurs est affiché avec * : p<0.05 ; *** : p<0.001. Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités de ces facteurs.

En ce qui concerne la densité d'abondance des espèces-cibles de la chasse, les effets de l'année, du type d'habitat, du statut de protection et de la localisation de l'observation sur le récif, sont significatifs et expliquent 31% de la variabilité. L'interaction entre les facteurs relatifs à la localisation de la station et l'année ne sont pas significative. Ainsi, on n'observe pas de différence significative entre statuts de protection pour une même année (Figure V-7). La densité d'abondance d'espèces cibles de la chasse est supérieure en dehors des réserves et dans les habitats de substrat durs. Les zones de mouillage et exposées aux vents dominants sont les espaces du récif où les densités de ces espèces-cibles de la chasse sont en moyenne les plus importantes. En 2008 et 2013, la densité d'abondance des espèces-cibles de la chasse est significativement plus faible que les autres années.

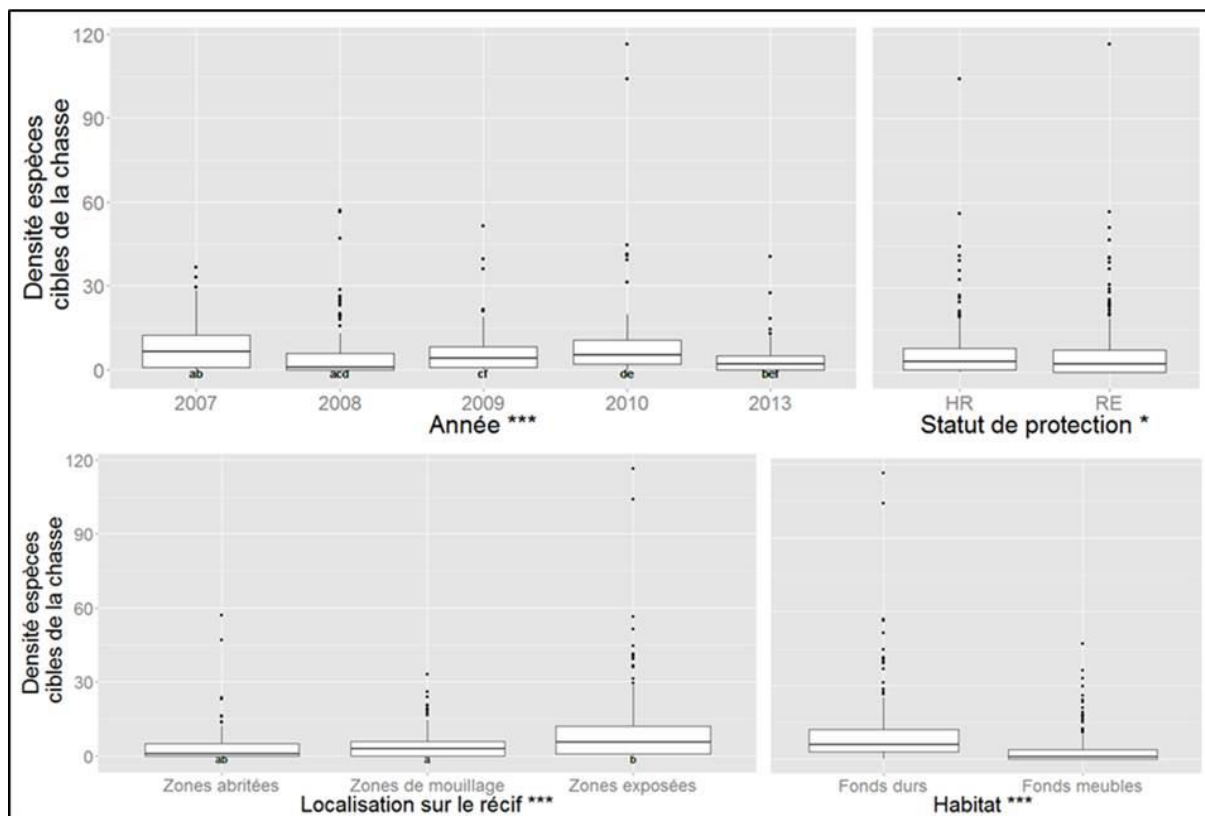


Figure V-7: Diagramme de dispersion de de la densité d'individus (nb/100m²) des espèces cibles de la chasse en fonction de l' »année (haut gauche), du statut de protection (haut droite), de la localisation de l'observation sur le récif (bas gauche) et de l'habitat (bas droite). La significativité des facteurs est affiché avec * : p < 0.05 ; *** : p < 0.001. Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités de ces facteurs.

Relations entre la composition des peuplements et les pressions associées aux usages récréatifs

Une ACP a été réalisé sur les 182 stations à partir de la structure des peuplements transformée (voir section Matériels et Méthodes) observée en 2013. 84 espèces ont été observées au moins dans 3 stations différentes. La composition spécifique du peuplement est fortement variable entre les stations. En effet, en retenant les 6 premiers axes factoriels on explique seulement 21% de la variance du jeu de données (Tableau V-5). Néanmoins, à partir des observations réalisées on peut distinguer des structures de peuplements différentes en fonction de l'habitat (Tableau V-5). Dans ces habitats de substrat durs le poisson-perroquet *Scarus Schlegeli*, les labres *Choerodon graphicus* et *Hemigymnus melapterus*, le dawa *Naso unicornis* et la saumonée petits points *Plectropomus leopardus* présentent des abondances relatives plus élevées que dans l'autre habitat. A l'inverse, le communard long *Lethrinus variegatus*, le labre *Coris dorsomacula*, les rougets-barbets *Parupeneus pleurostigma* et *P. barberinoides* et le baliste *Pseudobalistes fuscus* sont plus abondants dans les habitats de fond meubles. Cette distinction de peuplement entre habitats illustre la capacité de la méthode d'observation mise en œuvre à rendre compte de la répartition spatiale des espèces considérées (Annexe 1).

L'analyse factorielle permet de distinguer, indépendamment de l'habitat, que les usages récréatifs affectent la structure des peuplements. Notamment, on voit que dans les zones les plus fréquentées par

les plaisanciers, certaines espèces-cibles de la pêche (saumonée petits points, bossu d'herbe *Lethrinus harak*, poisson chirurgien *Acanthurus xanopterus*, et rouget-barbet *Parubeneus barberinus*) sont plus abondantes que dans les zones les moins fréquentées. Cette relation peut dépendre du fait que les sites les plus fréquentés sont des réserves. Néanmoins, les espèces cibles de la chasse sous-marine sont, en général, moins abondantes dans les zones de mouillage. La saumonée petits points et le labre bariolé *Choerodon graphicus* sont plus abondantes dans les habitats de fonds durs, notamment lorsque le pourcentage en coraux à morphologie sensible aux pressions physiques est élevé. Mais ils peuvent également être abondants dans les zones fortement fréquentées. De la même manière, le labre *Coris gaimard* est plus abondant dans les habitats présentant une proportion élevée de coraux à morphologie sensible aux pressions physiques, et son abondance relative est particulièrement faible dans des zones d'ancrage (pics de densité en bateaux ancrés élevés). Au contraire, le bossu d'herbe est relativement abondant dans les zones de mouillage notamment dans les sites très fréquentés (nombre de bateaux annuel élevé). Enfin, le mekoua *Aprion virescens*, particulièrement recherché par les chasseurs sous-marins et dont la capture nécessite des compétences avancées en apnée, est relativement plus abondant dans les zones exposées des récifs, indépendamment de l'état de l'habitat, mais associé à une richesse spécifique et une densité d'abondance totale élevées.

On observe que les peuplements localisés dans des sites les plus fréquentés et à fortiori dans les zones de mouillage présentent un indice de Pielou plus faible. Ainsi, généralement, dans les zones de forte fréquentation, les peuplements apparaissent dominés par peu d'espèces. L'analyse factorielle présentée ici permet, malgré la forte variabilité, de distinguer des corrélations positives et/ou négatives entre des abondances relatives d'espèces ou groupes d'espèces avec des indicateurs de pression relatifs aux usages récréatifs. Sans toutefois mettre en évidence de relations de cause à effets entre les pressions considérées et la structure des peuplements.

Tableau V-5: Abondance relative et facteurs illustratifs corrélés avec les 6 premiers axes factoriels de l'analyse en composante principale réalisées sur les structures des peuplements observés en 2013. Les 5 espèces dont les abondances relatives sont les plus corrélés aux axes, soit positivement, soit négativement sont représentés dans le tableau. Les facteurs illustratifs significativement corrélés (value test (Lebart et al., 1984)) avec les axes factoriels sont représentés selon que cette corrélation soit négative ou positive.

| Axe(% var.) | Corrélé positivement | | Corrélé négativement | |
|---------------------|---------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------------|
| | Espèces | Facteurs illustratifs | Espèces | Facteurs illustratifs |
| Axe 1 (5.95) | <i>Scarus schlegeli</i> | Richesse spécifique | <i>Lethrinus variegatus</i> | |
| | <i>Choerodon graphicus</i> | Recouvrement corail vivant | <i>Coris dorsomacula</i> | Recouvrement herbier/algueraie |
| | <i>Hemigymnus melapterus</i> | % coraux morphologie sensible | <i>Parupeneus pleurostigma</i> | Zones abritées du vent |
| | <i>Naso unicornis</i> | Indice de Pielou | <i>Parupeneus barberinoides</i> | Substrat meuble |
| | <i>Plectopomus leopardus</i> | Substrat dur | <i>Pseudobalistes fuscus</i> | |
| Axe 2 (3.59) | | Zones exposées | | |
| | | Abondance esp. cibles de la chasse | | |
| | | Densité | | |
| | <i>Chaetodon mertensii</i> | | <i>Choerodon graphicus</i> | |
| | <i>Parupeneus barberinoides</i> | | <i>Plectopomus leopardus</i> | Nb bat. extrapolés à l'année en route |
| Axe 3 (3.17) | <i>Lethrinus atkinsoni</i> | Indice de Pielou | <i>Lethrinus harak</i> | Nb bat. extrapolés à l'année total |
| | <i>Scarus psittacus</i> | | <i>Acanthurus xanthopterus</i> | Pic de densité bat. ancrés |
| | <i>Epinephelus maculatus</i> | | <i>Parupeneus barberinus</i> | |
| | <i>Naso brevirostris</i> | | <i>Scarus oviceps</i> | |
| | <i>Monotaxis grandoculis</i> | Indice de Pielou | <i>Parupeneus cyclostomus</i> | Recouvrement corail vivant |
| Axe 4 (3.05) | <i>Aprion virescens</i> | Zones exposées | <i>Scarus psittacus</i> | Pic de densité bateaux ancrés |
| | <i>Acanthurus olivaceus</i> | | <i>Lutjanus fulviflamma</i> | Zone de mouillage |
| | <i>Coris aygula</i> | | <i>Scarus chameleon</i> | |
| | <i>Parupeneus cyclostomus</i> | | <i>Chlorurus sordidus</i> | |
| | <i>Coris gaimard</i> | Richesse spécifique | <i>Lethrinus atkinsoni</i> | % coraux morphologie sensible |
| Axe 5 (2.81) | <i>Chaetodon flavirostris</i> | Densité | <i>Choerodon graphicus</i> | Zone de mouillage |
| | <i>Scarus oviceps</i> | | <i>Lethrinus harak</i> | |
| | <i>Priacanthus hamrur</i> | | <i>Scarus rivulatus</i> | |
| | <i>Chaetodon citrinellus</i> | | <i>Zebrasoma scopas</i> | |
| | <i>Priacanthus hamrur</i> | | <i>Acanthurus albipectoralis</i> | Abondance esp. cibles de la chasse |
| Axe 6 (2.68) | <i>Zebrasoma velifer</i> | Pic de densité bat. ancrés | <i>Chaetodon ephippium</i> | % coraux morphologie sensible |
| | <i>Coris batuensis</i> | | <i>Acanthurus nigricauda</i> | |
| | <i>Siganus lineatus</i> | | <i>Coris gaimard</i> | |
| | <i>Chlorurus microrhinos</i> | | <i>Chaetodon vagabundus</i> | |
| | <i>Monotaxis grandoculis</i> | Richesse spécifique | <i>Plectopomus leopardus</i> | % coraux morphologie sensible |
| Axe 6 (2.68) | <i>Aprion virescens</i> | Densité | <i>Coris gaimard</i> | Indice de Pielou |
| | <i>Scarus oviceps</i> | | <i>Heniochus chrysostomus</i> | |
| | <i>Siganus fuscescens</i> | | <i>Chaetodon lunulatus</i> | |

Discussion :

Effet des Aires Marines Protégées

A partir de données de suivi de la biodiversité marine sur une période de 7 années on a pu décrire l'évolution de l'état écologique et de la relation entre la distribution spatiale de cet état et des pressions associées aux usages récréatifs (AMP) d'une zone côtière récifale. Grâce à l'important effort d'échantillonnage, il a été possible d'évaluer les sources de variabilités de plusieurs indicateurs de l'état écologique des récifs en fonction des facteurs liés à la protection, l'exposition et l'habitat ainsi que d'analyser leur évolution au cours de la période. Malgré l'importante variabilité des observations, il a été possible de montrer que l'habitat d'une part et les pressions associées aux usages récréatifs (e.g. Pics de densité de bateaux ancrés) d'autre part influençaient la structure des peuplements d'espèces. Cependant, les indicateurs d'état de la biodiversité et des ressources ne présentent pas de différence significative entre les stations situées dans les AMP et celles situées à l'extérieur de leur périmètre.

Les AMP étudiées ici, de 2007 à 2013, avaient plus de 20 ans d'existence au moment des premières observations avec une surveillance et une application effective de la réglementation. Le suivi des usages récréatifs dans ces AMP ont notamment montré que la réglementation concernant l'interdiction de la pratique de la pêche dans ces AMP est bien respectée (Chapitre 2). Etant donné l'ancienneté de ces AMP, des différences sont attendues en termes de biodiversité et d'abondance du peuplement ainsi qu'en termes de ressources de la pêche, entre l'intérieur et l'extérieur des AMP (Halpern 2003, Lester et al., 2009). Quelle que soit l'année, il n'a été observé aucune différence significative des indicateurs écologiques considérés entre zones protégées et zones non protégées. Sur certains de ces indicateurs (densité totale, richesse spécifique totale) l'absence de différence dedans/dehors a aussi été observée à partir de comptage en plongée sous-marine lors du suivi le plus récent réalisé dans la zone d'étude (Wantiez et al., 2014). La même étude trouve des différences en termes de biomasse et d'abondance des espèces commerciales. Malheureusement, il n'a pas été possible de calculer des indicateurs de biomasse avec les données disponibles.

Nos résultats montrent à partir de 5 campagnes d'observations sur une période de 7 ans, que l'état des habitats (recouvrement biotique et morphologies coralliennes fragiles), la biodiversité (richesse spécifique, densité, équitabilité des espèces) et l'état des ressources (densité des espèces-cibles de la chasse sous-marine) présentent des niveaux comparables en dehors et au sein des AMP pour chaque année d'observation. Ces résultats peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs.

Premièrement, la variabilité des observations peut limiter la mise en évidence de différences entre AMP et zones non protégées. Ce peut être dû à la variabilité temporelle des peuplements à très court termes (e.g. en fonction de la marée et de l'heure de la journée) (Mallet et al. 2016). Cette hypothèse serait cohérente avec le fait que d'autres techniques d'observation n'observent pas non plus de différences sur les mêmes indicateurs que ceux étudiés ici (e.g. Nombre d'espèces, Densités) (Wantiez et al. 2014).

Une deuxième hypothèse a trait, à la manière dont l'habitat a été pris en compte. L'introduction d'un facteur explicatif ad hoc dans un modèle statistique est appropriée pour considérer la part de variabilité expliquée par l'habitat et ainsi permettre de détecter d'autres effets comme celui d'une AMP ou inversement celui de la pêche (Garcia-Charton et al., 2000 ;Ferraris et al., 2005). De plus, la forte réplication des observations devrait permettre la mise en évidence de ces différences si elles existent.

Cependant, nous avons adopté une typologie simplifiée en deux catégories reflétant principalement la nature du substrat abiotique (fond meuble versus fond durs), ce qui ne rend pas compte de la diversité des recouvrements biotiques, de la complexité et de la profondeur des observations, alors que ces caractéristiques de l'habitat sont liées aux indicateurs étudiés (Chabanet et al., 1997) et influent sur les peuplements de poissons (Zintzen et al., 2012). Malgré une description plus précise de l'habitat (notamment prenant en compte une catégorie d'habitat définie sur la base d'un recouvrement en corail vivant significatif), Morisseau n'a pas non plus détecté de différences entre réserves et hors réserve à partir des données collectées en 2013 et mobilisées dans cette étude (Morisseau, 2016).

Troisièmement, nous pouvons supposer que du fait de l'ancienneté de ces AMP, la différence entre zones protégées et non protégées est atténuée par un processus d'exportation de biomasse (spillover) de l'intérieur de l'AMP vers les zones environnantes. Cet effet a été mis en évidence aussi bien en milieu tropical (Russ et al., 2004) qu'en milieu tempéré (Stobart et al., 2009). Cet effet spillover s'explique par la connectivité des espaces marins liées à la mobilité des adultes et des juvéniles (Harrison et al., 2012) ainsi qu'à la dispersion larvaire (Botsford et al., 2003 ; voir Cuif, 2014 pour une étude sur le lagon de Nouméa). Cette connectivité entre les AMP et zones non protégées dans notre étude pourrait expliquer l'absence de différences des mesures de l'état écologique entre ces zones. La mobilité de certaines espèces de stade de vie adulte dans des sites protégés et non protégés très proches et considérés dans cette étude a été mise en évidence (Chateau, 2008, Chateau and Wantiez, 2008). Cependant, la connectivité diminue avec la distance (Russ et al., 2004) ce qui est d'autant plus vrai dans des habitats fragmentés (Ami et al., 2005) comme cela est le cas de la zone d'étude, les récifs étant séparés par des espaces lagunaires profonds pouvant constituer des barrières écologiques pour certaines espèces.

Quatrièmement, la répartition spatiale des pressions peut aussi limiter les effets écologiques des AMP. Notamment la pêche en dehors des AMP. De plus, dans la zone d'étude, on a observé la concentration des pressions associées aux usages récréatifs dans les AMP (Gonson et al., 2016 – chapitre 1, Gonson et al., En révision – chapitre 2). Ces pressions peuvent en effet être associées à une dégradation des habitats (i.e. Ancre, augmentation de la turbidité), un dérangement des espèces (i.e. pollution sonores) et une augmentation de la mortalité de certaines espèces (i.e. collisions d'espèces en surface) (voir Whitfield and Becker, 2014; Davenport and Davenport, 2006) ce qui peut diminuer les effets de la protection des AMP à partir des indicateurs considérés. De plus, l'ancre, le piétinement, et le dérangement des espèces par la pratique de randonnées palmées peuvent générer des impacts indirects sur la faune associée par la dégradation de l'habitat (Milazzo et al., 2002). Ainsi il est possible que les pressions s'exerçant de manière plus importante dans les AMP contrebalancent les effets de la protection pour les peuplements considérés.

Enfin, les suivis réalisés dans la zone d'étude ont démontré l'effet positif des AMP sur les populations de poissons recherchés par les pêcheurs et ce depuis de nombreuses années (Wantiez et al., 1997, Wantiez, 2014). Le fait que nos résultats diffèrent de ceux obtenus à partir de comptages en plongée tient pour partie aux différences entre les protocoles d'observation. Les comptages en plongée permettent d'observer un nombre plus important d'espèces, notamment les espèces de petite taille influençant ainsi fortement la richesse spécifique et la densité des observations (Mallet et al., 2014). Mallet et al. (2014) ont par contre montré que le STAVIRO observait plus d'espèces pêchées que les comptages en plongée, et les espèces-cibles de la chasse sont incluses dans la liste d'espèces considérées dans l'analyse des images vidéo. Wantiez et al. (2014) montrent des densités de ces espèces supérieures en réserve alors notre travail indique des densités similaires entre statuts de protection pour une même année et même supérieures en dehors des réserves sur l'ensemble de la

période. Enfin, les comptages visuels en plongée sous-marine ne sont réalisés que sur le tombant récifal et ne concernent pas les fonds meubles. Ainsi, le protocole d'observation peut expliquer les différences de résultats observées. De plus, les comptages visuel en plongée ont utilisé une méthode de transect à largeur variable (Kulbicki et al., 1999), ainsi, certains individus ont pu être comptabilisé jusqu'à une distance de 15 mètres du plongeur sur un transect de 50 mètres de long tandis que les données considérées ici se limite à une distance de 5 mètres autour d'un point fixe. Les 2 méthodes se distinguent donc par les surface échantillonnées par station très différentes (750m² au maximum par station pour les comptages visuels en plongée et environs 79m² pour les observations par caméra sous-marine) ce qui peut entrainer des différences importantes pour des métriques identiques. Ainsi le choix des métriques utilisées ici pour évaluer l'état des peuplements avec une méthode d'observation par caméra sous-marine peut expliquer l'absence de ces effets.

Impacts des usages récréatifs et implications pour la gestion

L'impact des pressions associées aux usages récréatifs sur l'état écologique des récifs et îlots s'observe d'une part à partir de l'évolution de l'état des habitats et d'autre part sur la répartition spatiale des peuplements.

Sur la période d'échantillonnage, aucun événement climatique extrême (e.g. cyclone, épisode de blanchissement important) ne s'est produit dans la zone d'étude. Ainsi, le recouvrement biotique des fonds marins a augmenté que ce soit le pourcentage de corail vivant pour les substrats durs ou le recouvrement en herbiers et algueraias pour les substrats meubles. Cependant, le pourcentage de coraux à morphologie fragile, c'est à dire particulièrement vulnérable aux pressions physiques comme l'ancrage et le piétinement a diminué dans l'habitat de fonds durs. Or, cet habitat se trouve être le plus riche en terme de richesse spécifique et de densité d'abondance totale. Dans le même temps, les usages récréatifs se sont développés autour des récifs de la zone d'étude, à la fois en nombre de bateaux et en nombre d'utilisateurs (Gonson et al., 2016 – chapitre 1) et résultant en des pressions accrues (Gonson et al., en révision – chapitre 2). Chabanet et al., 1997 ont également montré que dans un environnement perturbé, la diversité des coraux pouvait être altérée. Cette diminution de la diversité des formes coralliennes diminue la variété des niches écologiques soutenant elle-même la diversité d'espèces de poissons (Ault and Johnson, 1998) et leur abondance (Chabanet et al., 2005). Cette diminution de la complexité des habitats affecte un plus grand nombre d'espèces que la diminution en corail vivant qui concerne en premier lieu des espèces spécialisées et dépendant des coraux vivants, notamment pour se nourrir (Wilson et al., 2012). Ainsi on peut s'attendre à une baisse de la biodiversité suite à l'homogénéisation des habitats (Jackson and Sax, 2010). Néanmoins, nos résultats n'ont pas montré de baisse du nombre d'espèces et de la densité d'abondance totale sur la période d'étude. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les espèces de petite taille et cryptiques, peuvent être les plus concernées par cette perte en micro-habitat, alors qu'elles ne font pas partie des espèces dénombrées dans nos observations. Il est également possible que la baisse de diversité et d'abondance se produise à retardement par rapport à la dégradation des habitats.

Il est possible de discuter du lien entre la répartition spatiale des pressions associées aux usages récréatifs et des espèces. Notamment par le fait que les peuplements observés dans les espaces très fréquentés apparaissent dominés par un nombre restreint d'espèces. Par contre, l'activité de pêche n'apparaît pas être corrélé à la structure du peuplement, pas plus que le statut de protection, facteur qui dans cette étude distingue les zones pêchées des zones où la pêche est interdite. Au final, la sensibilité des espèces de poisson aux pressions associées aux usages récréatifs semble être variable. Certaines de

ces pressions impactant directement (e.g. extraction d'espèces par la pêche) ou indirectement (par ex. dégradation des habitats par le piétinement ou l'ancrage) les peuplements.

Sur la période d'étude, malgré une augmentation de l'intensité des usages, les indicateurs écologiques n'ont pas significativement changé. Cependant, en 2008 et 2013, la richesse spécifique et la densité d'abondance (totale et d'espèces cibles de la chasse) sont significativement inférieures à celles des autres années. Ces indicateurs présentent donc une variabilité interannuelle pouvant rendre difficile le fait de mettre en évidence à partir de tests statistiques des tendances continues au fil des années. Néanmoins, on peut émettre l'hypothèse que l'état de santé des peuplements tend à diminuer sur la période d'étude, notamment du fait d'une tendance à la dégradation des habitats coralliens. L'augmentation des usages est plus marquée dans les années récentes, notamment entre 2008 et 2013 (Gonson et al., 2016 – Chapitre 1), et il apparaît nécessaire de continuer à suivre ces indicateurs pour savoir si les valeurs plus faibles des indicateurs poissons observées en 2013 s'expliquent par la variabilité naturelle de l'écosystème ou correspondent à une véritable tendance. Il est également possible que les tendances à la baisse se confirment à retardement par rapport à l'accroissement des pressions (Figure V-8). Ce suivi est d'autant plus important que ces pressions sont vraisemblablement amenées à encore augmenter dans les années à venir.

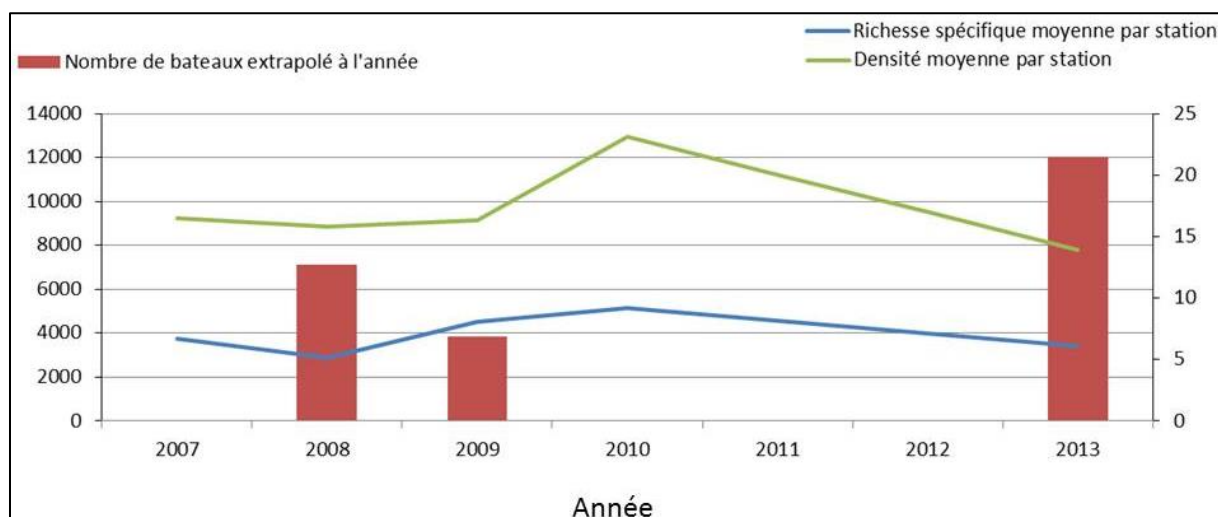


Figure V-8 : Nombre de bateaux extrapolé à l'année, richesse spécifique moyenne par station et densité moyenne par station en fonction de l'année dans le lagon face à Nouméa.

Dans une perspective plus écosystémique, l'impact des usages récréatifs (dans et en dehors des AMP) doit être suivi, du fait que ce type de pressions anthropiques locales (i.e. exploitation des ressources, dégradation de l'habitat) diminue la résilience des écosystèmes (Graham et al., 2013, Carilli et al., 2009). La résilience d'un écosystème est définie comme la capacité, suivant une perturbation, à revenir à son état initial. Une résilience réduite peut, en cas des perturbations globales (i.e. changement climatique, cyclones) conduire à la disparition d'espèces ou d'habitats dans une zone donnée (Graham et al., 2011). Evoquer la résilience d'un écosystème implique donc d'admettre l'existence d'un certain équilibre avec de possibles variations, stochastiques ou dues à des perturbations (Scheffer et al., 2001). Dans les écosystèmes coralliens, on distingue couramment deux états d'équilibre, l'un dominé par les récifs coralliens et l'autre dominé par les algues, ce dernier étant caractérisé par une plus faible biodiversité et un plus faible niveau de ressources halieutiques (McCook, 1999). Le passage de l'un à l'autre de ces équilibres est difficile à détecter en milieu corallien, même à partir de suivis, car il se produit généralement de manière non-linéaire (Scheffer et al., 2001). Holbrook et al.,(2008) fixent

notamment un seuil à une couverture en corail vivant à 20%, en dessous duquel la résilience du récif est supposée fortement diminuée. Si les pressions naturelles et anthropiques impliquent une dégradation de l'habitat corallien, un écosystème dominé par des récifs coralliens peut changer et atteindre un autre équilibre dominé par les algues. La stabilité d'un état et donc sa résilience est due à la présence de retro actions positives qui maintiennent la résilience du système (Scheffer et al.,2001). C'est notamment le cas de la présence d'herbivores dans les écosystèmes coralliens qui permettent de limiter le développement algal par leur action de broutage. Parmi les conditions favorisant cet équilibre, une forte diversité spécifique permet d'assurer le maintien de fonctions dans l'écosystème même en cas de disparition de certaines d'entre elles. Ainsi la dégradation des habitats coralliens entraîne une diminution de la redondance fonctionnelle (Hoey et al.,2013) et diminue ainsi la résilience de ces écosystèmes (Pratchett et al.,2014). Cependant les réponses fonctionnelles des espèces suivant une perturbation restent mal connues ; ainsi une diversité élevée n'est pas nécessairement liée à une résilience élevée (Pratchett et al, 2011). De plus, la connectivité entre les habitats coralliens influe aussi sur la résilience. Ainsi, un recrutement d'algues favorisera le changement d'état d'un récif vers un écosystème dominé par les algues tandis que le recrutement de coraux favorisera le retour à un état d'équilibre dominé par les coraux (Elmhirst et al., 2009).

C'est pourquoi, il est important pour la conservation des espaces récifaux de s'intéresser aux pressions anthropiques locales, notamment celles qui conduisent à une dégradation de l'habitat, car les récifs sont particulièrement vulnérables aux premiers effets du changement climatique (i.e. acidification des océans, élévation de la température de l'eau) (Hoegh-Guldberg, 2007). En Nouvelle-Calédonie, ceci est notamment le cas avec des épisodes de blanchissement corallien amenés à devenir plus fréquents. L'épisode de 2016 bien que marqué, n'entraîna cependant pas une mortalité élevée des coraux, comme cela a pu être le cas dans le nord de la Grande Barrière de Corail d'Australie. Associé à des pressions locales, un nouvel épisode de blanchissement pourrait favoriser le passage d'un écosystème dominé par les coraux vers un écosystème dominé par les algues, notamment dans les zones de forte pression locale.

Inversement, pour passer d'un écosystème dominé par les algues vers un écosystème dominé par un récif corallien, le seuil peut être différent, il s'agit de l'hystérésis (Scheffer et al., 2001). Ainsi les mesures de restauration visant à retrouver un écosystème dominé par les coraux peuvent entraîner des coûts très importants (Maler, 2000). Des mesures de gestion visant à protéger les habitats coralliens peuvent en théorie favoriser la résilience d'écosystèmes environnants à travers un recrutement en coraux, mais nécessite de conserver les populations d'herbivores (Elmhirst et al., 2009). Les poissons-perroquets (*Scaridae*) mais aussi les chirurgiens (*Ancanthuridae*) apparaissent comme des familles particulièrement intéressantes à protéger en dehors des AMP du fait de leurs capacités de broutage (Mumby, 2006) ce qui favorise la résilience des récifs coralliens. Toutefois, la limitation de la pression de pêche sur les herbivores n'affecterait pas la résilience des écosystèmes coralliens face aux changements globaux en Nouvelle-Calédonie du fait notamment d'un niveau de pêche relativement faible et de l'absence de corrélation entre les populations d'herbivore et le recouvrement algal (Carassou et al., 2013). Il semble alors important de tenir compte des autres facteurs potentiels de perturbation locale, ainsi que de la sensibilité de chaque récif en fonction de sa situation géographique, du contexte socio-économique (type et pression de pêche), et des autres perturbations chroniques (rejets urbains/industriels, érosion et apports terrigènes, activités minières, etc.).

Ces résultats et points de discussion invitent à prendre en considération la complexité de l'écosystème, et notamment des rétroactions qui peuvent exister, pour mieux comprendre la résilience de l'ensemble (chapitre 5). Dans le cas de la zone lagonaire faisant face à Nouméa, soumise à une augmentation

importante de la fréquentation (Figure V-8), la densité moyenne et la richesse spécifique des peuplements marins montrent une tendance à la diminution sur les années les plus récentes. Cette tendance nécessite de maintenir les efforts de suivi de la biodiversité marine entrepris depuis plus de 25 ans mais aussi des usages lagunaires depuis plus d'une décennie par les gestionnaires de ces espaces.

Etat des populations ornithologiques côtière du lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie en relation avec la fréquentation plaisancière

Article en préparation au stade de prépublication

Résumé

En Nouvelle-Calédonie, les populations ornithologiques côtières et marines sont pour certaines de ces espèces menacées, en déclin et/ou endémiques et représentent un enjeu de gestion pour la conservation de la biodiversité. Les études existantes soulignent la menace que constitue la fréquentation des usagers récréatifs sur les îlots qui sont particulièrement prisés de la population et des touristes. Cependant aucune étude ne s'est intéressée à évaluer conjointement la répartition spatiale des populations ornithologiques et la fréquentation des plaisanciers. Dans ce travail, nous confrontons des données de fréquentation avec des données de suivi des populations ornithologiques côtières collectées sur une période de 4 ans par les gardes nature de la Province Sud. Ces données ont permis de réaliser des cartes de répartition des populations ornithologiques, de leur diversité et de leurs zones de nidification, ainsi que des cartes de répartition des usagers dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Les résultats montrent une relation négative entre ces populations et les plaisanciers aussi bien en nombre d'individus, d'espèces et de l'importance relative des zones de nidification. Les résultats sont ensuite discutés d'un point de vue méthodologique en vue d'un renforcement de ces suivis afin de localiser les impacts potentiels des usages récréatifs sur les populations d'oiseaux marins et côtiers, pour en déduire l'intérêt de mesures de gestion récentes visant la protection des colonies durant la période de nidification et envisager des actions de gestion sur le long terme favorisant l'existence d'usages durables, notamment l'observation des oiseaux (bird watching).

Mots-clés

Aires marines protégées, usages récréatifs; populations ornithologiques; Nouvelle-Calédonie, suivi, impact.

Introduction

L'état des populations d'oiseaux marins et côtiers de Nouvelle-Calédonie a été peu étudié. En effet, en 2002, Pandolfi-Benoit et Bretagnolle faisaient état de ce manque d'information, motivant ainsi leur étude sur l'abondance et la répartition spatiale de ces populations. Depuis, Spaggiari et al., (2007) ont mené un inventaire bibliographique afin de référencer la présence et l'abondance des espèces d'oiseaux marins et côtiers en Nouvelle-Calédonie. Ces études ont permis de mettre en évidence la présence de plusieurs espèces menacées, en déclin ou encore endémiques dans le lagon calédonien. Pour Pandolfi-Benoit et Bretagnolle (2002), l'augmentation de la fréquentation dans le lagon et sur les îlots est le principal facteur expliquant des tendances à la diminution des aires de répartition, de l'abondance de nombreuses espèces d'oiseaux du fait de la désertion de certains îlots par certaines espèces, mais aussi du fait de la diminution de leur succès de reproduction. L'importance de la présence humaine et des espèces introduites, comme le rat (*Rattus rattus*) apparaît aussi pour Balling and Jeffries (2008) comme un facteur majeur expliquant la répartition spatiale des oiseaux marins en Nouvelle-Calédonie.

Depuis ces études, la fréquentation du lagon par les usagers récréatifs a fortement augmenté. Cette augmentation se traduit notamment par des pics de fréquentation de plus en plus importants et plus en plus fréquents (Gonson et al., 2016). Les pics de fréquentation constituent notamment une véritable menace pour les oiseaux marins du fait que les usagers ont tendance à se répartir plus largement aussi bien à l'échelle du lagon qu'à l'échelle d'un îlot. Il en résulte donc une diffusion du dérangement engendré par ces usagers. Les impacts occasionnés par la fréquentation et les activités humaines peuvent être importants en particulier sur l'habitat par le piétinement, les déchets et la dévégétalisation des îlots. Certaines espèces d'oiseaux comme les pétrels qui nichent dans des terriers dans le sol sont particulièrement sensibles à la fréquentation et au piétinement qui engendre un tassement du sol et rend la réalisation du terrier difficile, ou encore une destruction des terriers existants. De plus, les déchets peuvent colmater les terriers. Les espèces ne nichant pas dans la végétation sont aussi menacées par l'activité humaine, puisque de nombreux usagers collectent du bois sur les îlots afin de faire du feu (Gonson et al., en révision) et ainsi détruisent directement les habitats des oiseaux. Malheureusement, même si les pratiques de la majorité des usagers sont respectueuses et évitent ce type d'impact, la seule présence d'usagers sur un îlot peut décourager une colonie de nicher, notamment pour les sternes (Erwin, 1980) et a minima entraîne un dérangement. Par exemple, Pandolfi-Benoit et Bretagnolle (2002) et Rodgers and Smith (1995) ont observé un dérangement effectif des oiseaux (provoquant leur envol) par la présence de visiteurs sur l'îlot ou de bateaux situés à des distances de 20 à 100 mètres. En ce qui concerne les sternes, la distance de sécurité recommandée pour éviter tout dérangement est de 50 à 200 mètres (Erwin, 1989).

Le code de l'environnement de la Province Sud de Nouvelle-Calédonie interdit la perturbation intentionnelle d'oiseaux marins. La réglementation interdit notamment l'approche à moins de 40 mètres des colonies, l'introduction de chiens sur des sites de ponte, l'utilisation de pétards ou feux d'artifice ainsi que la pratique du kite-surf à moins de 200m de certains récifs et îlots. De plus, depuis 2014, lorsqu'un site de reproduction est observé sur un îlot durant la période de reproduction, il est temporairement interdit de débarquer sur les îlots. Malheureusement l'efficacité de ces mesures de gestion et leur respect par les usagers n'ont pas été évalués.

Entre 2009 et 2013, la Province Sud de Nouvelle-Calédonie a mis en œuvre un suivi des populations d'oiseaux marins et de la fréquentation des bateaux dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Les informations recueillies permettent d'évaluer la répartition spatiale des oiseaux marins et la relation possible avec la fréquentation des plaisanciers dans le lagon. Les données recueillies sont

présentées sous forme de cartes et viseront à renseigner l'état et la répartition spatiale des oiseaux marins dans le lagon sud-ouest en relation avec la fréquentation des bateaux de plaisance. Les résultats sont discutés vis à vis de la méthodologie employée pour le suivi des oiseaux marins et de leurs implications pour la gestion.

Matériels et méthodes

Suivi des oiseaux

Entre décembre 2009 et septembre 2013, les gardes-nature de la Province Sud ont réalisé 404 sorties d'observation opportunistes réparties sur 324 jours dans le cadre de leur mission de surveillance et de contrôle dans le lagon et sur les îlots. Ces sorties d'observation pouvaient être réalisées simultanément une même journée par plusieurs observateurs parcourant différentes parties du lagon.

A chaque observation, le nombre d'oiseaux par espèce est comptabilisé ainsi que son activité. Les activités renseignées sont : le fait que les individus observés sont en chasse, en vol, posés (sur l'eau ou à terre) ou en reproduction pour l'ensemble des individus formant une colonie. La localisation de l'observation correspond à la position des gardes-nature au moment de l'observation.

Suivi de la fréquentation

En parallèle des observations d'oiseaux, le même protocole a été utilisé pour comptabiliser les bateaux de plaisanciers dans le lagon. Au total, entre décembre 2009 et février 2012, 436 sorties d'observations opportunistes ont été réalisées. Ces 436 sorties se répartissent sur 296 dates différentes.

A chaque observation de bateau, le type de mouillage était renseigné. Tous les types de mouillage ont été pris en compte de manière à considérer l'ensemble des bateaux rencontrés. Les types de mouillage sont : bateau ancré, posé sur le sable d'une plage (« beaché »), en dérive, en route, et amarré à un corps-mort. De la même manière que pour le suivi des oiseaux, la localisation de l'observation correspond à la position des gardes-nature au moment de l'observation.

Analyse des données

A partir des données de suivi, des métriques sont calculées à une échelle spatiale et temporelle donnée. Il s'agit par exemple d'un nombre moyen d'oiseaux observés par sortie sur les îlots Signal entre 2009 et 2012.

Du fait de l'opportunisme des observations, une zonation spatiale du lagon a été réalisée. On considère donc qu'à partir du moment où une observation a été faite dans une zone donnée, celle-ci s'applique pour l'ensemble de la zone. Cette zonation autorise que certaines espèces soient absentes de certaines zones. La zonation a été réalisée avec les gardes nature de la Province Sud. Du fait des contraintes liées à leurs activités, chaque zone ne peut être visitée lors de chaque sortie. Chaque métrique sera calculée à l'échelle de ces zones, plutôt que de considérer la position exacte des observateurs.

La représentativité des données et la précision des métriques augmentent avec la répétition des sorties d'observations par zone. Malgré le grand nombre de sorties, il y a peu de sorties pour une zone donnée, une année donnée ou une saison donnée. Ainsi, les métriques sont calculées par zone, mais sur l'ensemble de la période d'observation.

En ce qui concerne les oiseaux, les métriques calculées sont le nombre d'espèces, le nombre d'oiseaux toutes espèces confondues, et le nombre total d'oiseaux en reproduction, observés dans une zone donnée, en moyenne sur les sorties. Pour les bateaux, les métriques calculées sont le nombre moyen de bateaux par zone et par sortie ainsi que le nombre moyen de bateaux ancrés et beachés par sortie et par zone. Pour ces dernières, les métriques ont été calculées uniquement pour les sorties s'étant déroulées le week-end. En effet, la fréquentation du lagon par les plaisanciers est beaucoup plus élevée les jours de week-end qu'en semaine. Au regard de la répartition déséquilibrée des sorties entre ces types de jours à l'échelle spatiale considérée, ne considérer que les jours de week end permet d'avoir une distribution spatiale représentative de la fréquentation pour les périodes de plus forte fréquentation. Ces métriques ont été ensuite représentées sous forme de carte avec, pour chaque zone, le nombre de sorties réalisées permettant d'apprécier la représentativité de la métrique par zone.

Résultats

Répartition des sorties

Pour les observations relatives aux oiseaux, les sorties se répartissent de manière non homogène entre saisons et années. Cependant, toutes années confondues, le nombre de sorties pour les oiseaux est similaire entre l'hiver austral (151) et l'été austral (174), cette dernière saison étant la période privilégiée de reproduction des oiseaux marins.

Le suivi des bateaux de plaisance s'est déroulé durant une plus courte période que le suivi des oiseaux avec un effort d'échantillonnage plus important entre avril 2010 et mars 2011. Le nombre de sorties est similaire entre weekend end (558) et la semaine (591). Cependant cette répartition équilibrée sur l'ensemble de la zone d'étude ne l'est pas entre les zones.

Répartition des observations d'oiseaux entre espèces

Sur l'ensemble des observations, 78331 oiseaux ont été comptabilisés, dont 64% n'ont pas été identifiés au niveau de l'espèce (Tableau V-6). Parmi ces observations, 33% (26045) ont été observés en reproduction et 31% (24111) en action de chasse (Tableau V-6). L'espèce la plus observée est le noddî noir (*Anous minutus*) et il représente 20% des observations. Le plus souvent, ces individus ont été observés en action de chasse représentant 61% des individus comptabilisés pour cette espèce. Le noddî brun (*Anous stolidus*) est la deuxième espèce la plus observée (10%) et représente la plus grande proportion d'individus en reproduction (27%). Deux espèces de fous ont été observées, le fou à pattes rouges (*Sula sula*) et le fou masqué (*Sula dactylatra*). Seul le fou à pattes rouges a été observé en reproduction parmi ces deux espèces. La sterne fuligineuse est la seule espèce de sterne observée, pour la majeure partie en reproduction (95%). Les autres espèces observées ne représentent que 1% des individus observés dont 1% était en reproduction et 26% en action de chasse.

Tableau V-6: Nombre total d'oiseaux observés par espèces, en reproduction et en chasse.

| Nom latin | Nom vernaculaire | Nombre total | Nombre en reproduction | Nombre en chasse |
|--------------------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------------|-------------------------|
| <i>Anous minutus</i> | Noddî noir | 16012 | 716 | 9756 |
| <i>Anous stolidus</i> | Noddî brun | 8151 | 6961 | 420 |
| <i>Onychoprion fuscatus</i> | Sterne fuligineuse | 1441 | 1374 | 0 |
| <i>Sula sula</i> | Fou à pattes rouges | 1262 | 850 | 142 |
| <i>Fregata ariel</i> | Frégate ariel | 515 | 0 | 6 |
| <i>Pseudobulweria rostrata</i> | Pétrel de Tahiti | 240 | 0 | 210 |
| <i>Sula leucogaster</i> | Fou brun | 146 | 15 | 30 |
| <i>Egretta gularis</i> | Aigrette des récifs | 48 | 0 | 1 |
| <i>Sula dactylatra</i> | Fou masqué | 43 | 0 | 0 |
| <i>Falco peregrinus</i> | Faucon pèlerin | 15 | 0 | 6 |
| <i>Pterodroma leucoptera</i> | Pétrel de gould | 13 | 0 | 0 |
| Non identifié | | 50192 | 16129 | 13540 |

Répartition spatiale des plaisanciers

La plupart des observations de bateaux ont été réalisées dans les zones proches de Nouméa et des côtes mais aussi dans les zones du lagon sud (au sud de l'île Ouen) où l'on retrouve de nombreux îlots fréquentés par les plaisanciers (Figure V-9). Les zones littorales ou à moins de 30km de Nouméa regroupent l'essentiel du trafic et de la fréquentation des plaisanciers. Les plaisanciers ont été principalement observés dans la zone la plus proche de Nouméa, autour des passes de Dumbéa et de Boulari, ainsi que sur le récif Aboré. Ces zones sont les passes et le récif barrière le plus proche de Nouméa avec en moyenne 10 bateaux observés par sortie. Autant de bateaux ont été observés dans la baie de Prony où est située la réserve de l'îlot Casy. Pour les autres zones littorales et/ou comprenant des îlots, 3 à 10 fois moins de bateaux sont observés en moyenne. Si l'on s'intéresse uniquement aux bateaux mouillés (ancré, beaché, ou sur un corps-mort), les zones les plus fréquentées se situent aux alentours des baies (baie Maa, baie de Prony) avec entre 2 et 5 bateaux mouillés observés par sortie. Enfin, on observe en moyenne au moins un bateau par sortie pour les zones comprenant les îlots goéland, Amédée, Rédika, Mato, Mbe Kouen, les 5 îles et l'île Ouen.

Répartition spatiale des oiseaux

Les zones où le plus grand nombre de fois des oiseaux ont été observés se situent entre le littoral de Nouméa et le récif barrière le plus proche, la Corne Sud et le littoral au sud de la commune du Mont-Dore, la réserve Merlet et l'île Ouen (Figure V-10). Parmi ces zones, le nombre d'oiseaux observés par zone et par sortie est plus important dans la Corne Sud avec 20 à plus de 100 oiseaux observés. Ce nombre varie entre 10 et 20 oiseaux dans le lagon faisant face à Nouméa et dans le sud de la Grande terre. Cette différence entre les zones est encore plus marquée si l'on considère le nombre d'oiseaux en reproduction. En effet dans la Corne Sud, de 20 à plus de 100 oiseaux sont observés en moyenne par sortie et par zone, tandis que ce nombre n'excède pas 10 individus dans le lagon faisant face à Nouméa, dans la réserve Merlet et à la pointe sud de la Grande Terre. A noter cependant un nombre relativement important d'oiseaux en reproduction dans les zones comprenant les récifs Kaé et Taréti et l'îlot Mbe où l'on observe en moyenne entre 30 et 70 oiseaux en reproduction. On observe aussi plus d'espèces d'oiseaux en moyenne par sortie et par zone dans la corne sud (entre 6 et 10). Un nombre d'espèces d'oiseaux équivalent est observé dans la réserve Merlet (10) et le sud de la Grande Terre (8). Pour les zones les plus proches de Nouméa et aux abords du littoral, le nombre d'espèces observées avec seulement entre 1 et 5 espèces différentes par sortie et par zone.

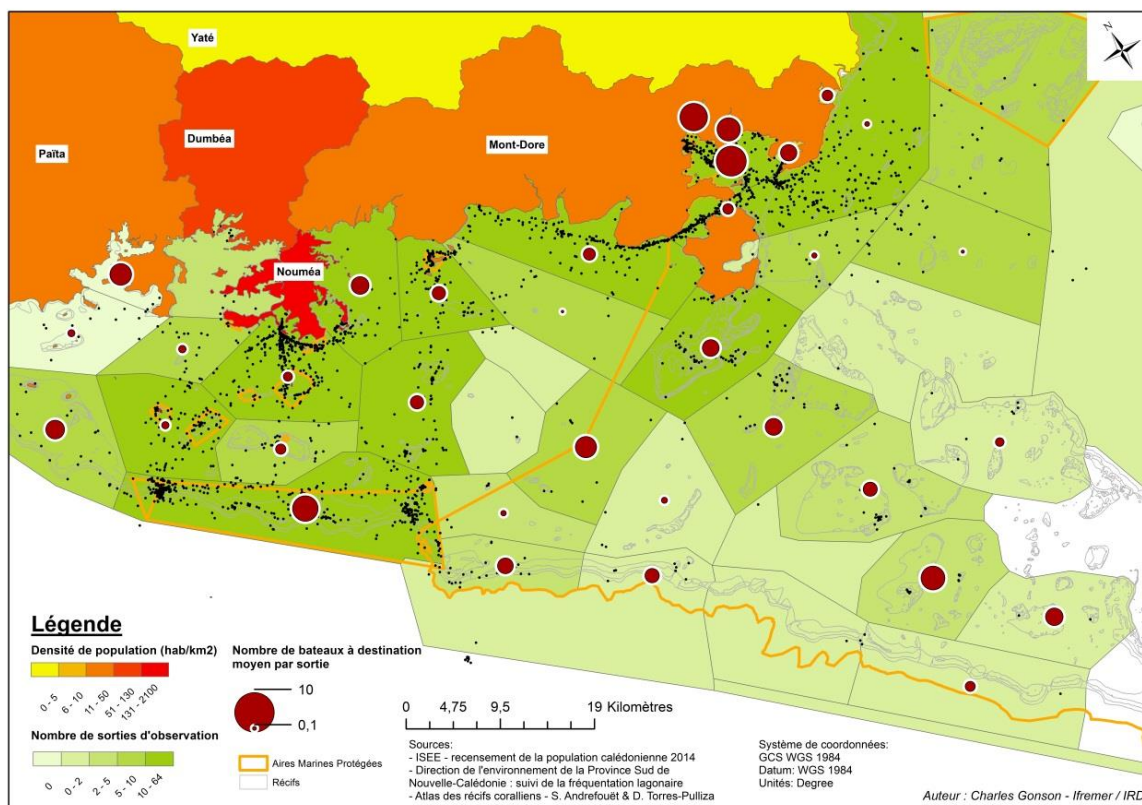
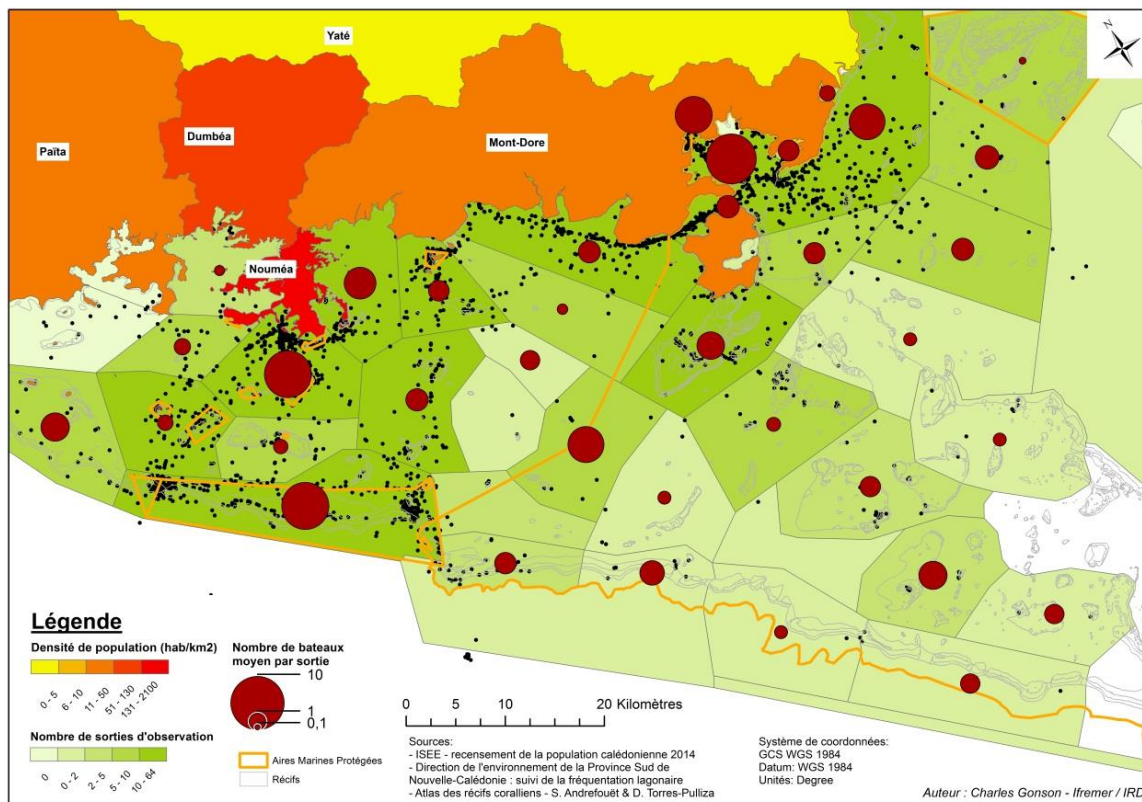


Figure V-9: Moyennes du nombre de bateaux (haut) et de bateaux ancrés et beachés (bas) observés par sortie et par zone. Les points noirs sur les cartes correspondent à la localisation des observateurs au moment du comptage.

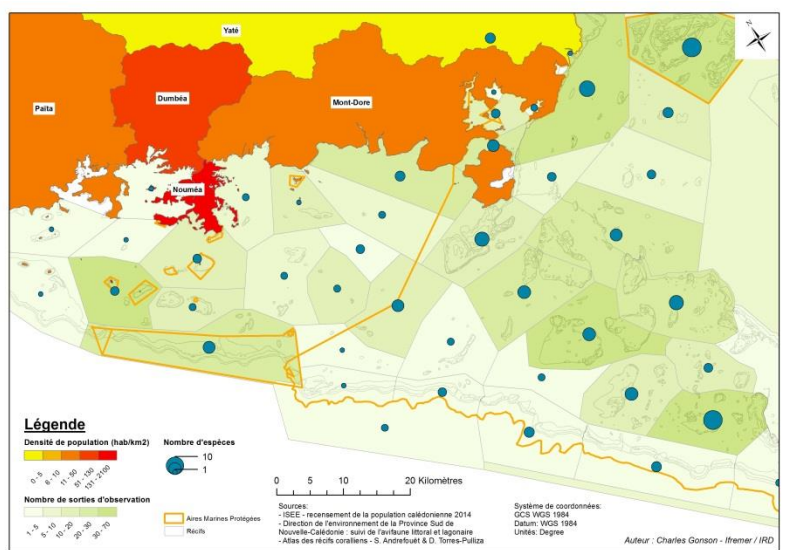
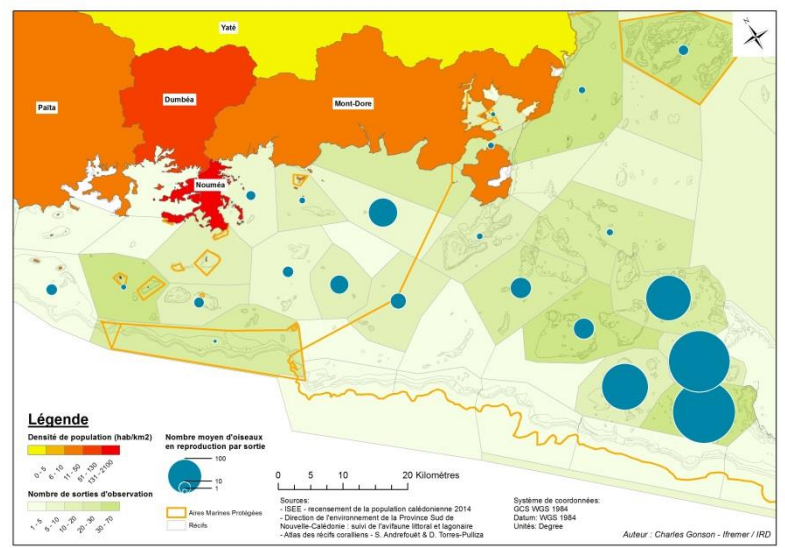
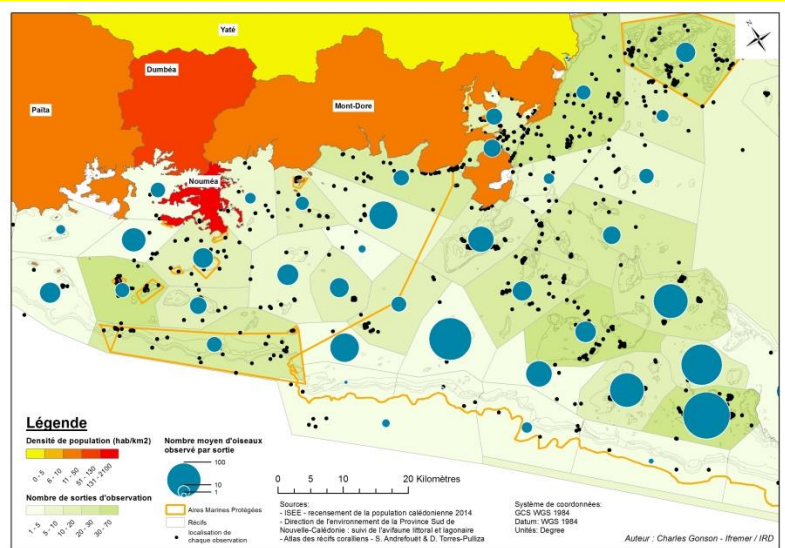


Figure V-10: Moyennes du nombre total d'oiseaux (haut), d'oiseaux en reproduction (milieu) et d'espèces d'oiseaux (bas) observés par sortie et par zone. Les points noirs sur les cartes correspondent à la localisation des observateurs au moment du comptage.

Discussion :

Impact potentiel de la plaisance sur la faune ornithologique

A partir de données de suivis collectées par les gardes nature des espaces concernés sur une période de 3 ans pour la fréquentation et de 4 ans pour les oiseaux, il a été possible d'observer une relation en apparence négative entre la plaisance et la faune ornithologique côtière du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. En effet, les espaces les plus fréquentés par les plaisanciers sont aussi ceux qui présentent, de manière générale, le nombre d'oiseaux, toutes espèces confondues, le plus faible. Cette relation est plus nette lorsque l'on s'intéresse aux oiseaux ayant des comportements particuliers, comme la reproduction. Ainsi, les plus grandes colonies nidifiant sur les parties émergées du lagon se retrouvent le plus loin des côtes. Ces résultats viennent confirmer les conclusions des études réalisées dans cette partie du lagon Calédonien (Pandolfi-Benoit and Bretagnolle., 2002 ; Spaggiari et al., 2007). Cependant, contrairement à ces précédentes études, les informations mobilisées ici s'appuient sur une représentation quantitative de la fréquentation de bateaux de plaisance.

Les pratiques impactant la qualité des habitats des îlots comme le ramassage de bois et l'installation de campements concernent plus particulièrement les îlots hors réserve (Gonson et al., en révision). Même s'ils ont des pratiques respectueuses de l'environnement, les plaisanciers au mouillage près d'un îlot vont dans leur grande majorité débarquer sur l'îlot. Sans impacter la qualité de l'habitat à terre, le simple fait de s'approcher en bateau ou à pied sur l'îlot des colonies, peut leur faire abandonner un site de nidification, que ce soit avant ou après la ponte. De plus, même hors période de nidification, certaines espèces sont plus sensibles et donc vulnérables aux impacts associés à la fréquentation d'usagers récréatifs sur les îlots.

La distribution des oiseaux observés peut s'expliquer d'une part par des facteurs naturels, comme la présence de zones d'alimentation plus productives dans le lagon sud. Mais d'autre part, on peut aussi envisager que les espèces les plus sensibles disparaissent ou se raréfient dans les espaces les plus fréquentés par les usagers. Les espèces dont les populations sont les plus abondantes (*Anous minutus* et *Anous Stolidus*) se rencontrent particulièrement dans le Grand Lagon Sud, au moins depuis une quinzaine d'années (Pandolfi and Bretagnolle, 2002), expliquant ainsi la répartition des individus dans le lagon. Cependant ces auteurs observaient des individus de nombreuses espèces différentes aux abords de Nouméa alors que ce nombre y est nettement inférieur aujourd'hui par rapport au Grand Lagon Sud. Cette évolution à laquelle il serait nécessaire de s'intéresser de manière plus précise peut s'expliquer par la fréquentation des plaisanciers qui ont un fort pouvoir de dérangement sur certaines espèces, même si nos données ne permettent pas de tester cette hypothèse.

Implications pour les suivis et pour la gestion

Afin d'identifier les mesures de gestion les plus efficaces, des données de suivi de l'état environnemental et des espèces sont nécessaires. Pour les populations ornithologiques, le traitement d'observations opportunistes requiert des hypothèses afin de produire des indicateurs rendant compte de leur état et des pressions qui s'y exercent. Dans la présente étude, les indicateurs ont dû être calculés sur une période de temps pluriannuelle et leur analyse ne permet pas d'étudier l'évolution des populations, ni les relier formellement à la fréquentation des zones, les effets de la fréquentation étant confondus avec des facteurs liés à la répartition naturelle des populations. Disposer d'observations supplémentaires de ces populations pouvant être comparées avec celles présentées ici apporterait des informations précieuses sur l'évolution des populations ornithologiques. La stratégie d'observation

adoptée limite la précision et la justesse des indicateurs calculés, mais aussi le nombre d'indicateurs calculables. En effet, dans des observations opportunistes, l'absence d'oiseaux n'est pas renseignée alors que celles-ci permettent de calculer la fréquence d'occurrence des espèces et ainsi de déterminer leur aire de répartition avec plus de précision. Par ailleurs, certaines espèces non observables de jour et qui nidifient dans des terriers sur les îlots nécessitent des méthodes d'observation adaptées (par ex. des transects à terre) pour estimer leur abondance et donc l'état de la population.

Depuis 2015, la Province Sud a mis en place des interdictions de débarquement sur certains îlots lorsque de fortes abondances d'espèces et d'individus sont observées en train de nidifier. Cette mesure devrait fortement limiter le dérangement des oiseaux durant une période de vulnérabilité accrue des populations, surtout au regard de l'augmentation des usages récréatifs. Il serait intéressant d'évaluer l'efficacité d'une telle mesure afin de la justifier et d'assurer sa pérennité.

La présence d'espèces endémiques, rares, leur diversité ou leur abondance est un élément d'attractivité pour un tourisme orienté vers l'observation d'espèces ornithologiques (Sekercioglu, 2002). Ce type de tourisme est considéré comme étant l'une des meilleures sources de revenu de l'écotourisme du fait du nombre de pratiquants et de leurs caractéristiques économiques et sociales (Cordell and Herbert, 2002). Néanmoins, dans la majorité des cas reportés, cette activité a un effet négatif sur les populations d'oiseaux (Boyle and Samson, 1985). Ces effets sont le plus souvent liés à des usagers pratiquant la photographie et qui peuvent être moins vigilants vis-à-vis de la dégradation des habitats, ce type d'activité pouvant en effet nécessiter des aménagements particuliers. Développer ce type de tourisme peut donc être intéressant d'un point de vue économique et social, générant ainsi des emplois, mais nécessite un encadrement étroit des pratiques, comme cela doit être le cas pour la plongée sous-marine.

Néanmoins ces usagers constituent aussi une source d'information potentielle pour évaluer l'état et l'évolution des populations ornithologiques à partir d'observations opportunistes et participatives par des usagers sensibilisés par les enjeux de conservation de ces espèces.

Conclusion

Les résultats obtenus ont permis d'étudier les effets des usages récréatifs sur la biodiversité, les ressources et l'état des habitats sous-marins ainsi que sur les populations ornithologiques côtières dans le lagon faisant face au Grand Nouméa. Ces effets s'exercent sur les espèces et avec une fréquentation des usagers qui diminue l'aire de répartition des espèces ornithologiques les plus sensibles, ainsi que l'abondance de certaines espèces de poissons. A l'échelle des écosystèmes, les effets des usages récréatifs sont mal connus, mais ils se cumulent avec ceux d'autres perturbations qu'elles soient d'origine naturelle (i.e. changement climatique) ou anthropique (i.e. pollution) ; et on peut s'attendre à une diminution de la résilience des écosystèmes face à l'ensemble de ces pressions (Graham et al., 2013, Carilli et al., 2009). Plus spécifiquement, les usages récréatifs, de par l'existence de pics de pression et par leurs impacts localisés, peuvent modifier les peuplements et les habitats marins, dans la direction d'écosystèmes moins riches, moins divers. Il est cependant difficile d'isoler l'impact des usages récréatifs parmi les autres pressions et perturbations, voire même de mettre en évidence cet impact (articles 4 et 5).

Inversement, on a pu montrer dans le chapitre 2 que le niveau de pression pouvait être plus élevé du fait qu'une fraction des usagers était attirée par des environnements naturels de bonne qualité. Ainsi, des analyses basées sur des corrélations, comme celles réalisées dans le chapitre 4 et souvent mise en œuvre pour ce type d'évaluation ne montrent pas de cause à effet, ce qui ne permet pas de mettre en évidence statistiquement des impacts associés aux usages récréatifs, bien que des tendances vont dans le sens de ce type de relations. Une autre difficulté discutée réside dans la forte variabilité naturelle (article 4).

Bien que l'analyse des indicateurs ne conduise pas toujours à des résultats statistiquement nets, les pressions associées aux usages récréatifs ont un effet négatif sur l'état de l'environnement naturel et cela à différentes échelles (Chabanet et al., 2005 ; Davenport and Davenport, 2006). Ces impacts s'exercent à l'échelle i) de l'individu, le nourrissage pouvant modifier le comportement des espèces (Milazzo et al., 2006), ii) à l'échelle d'une population, les collisions liés au trafic pouvant augmenter la mortalité (Whitfield and Becker, 2014), et iii) à l'échelle d'un habitat et d'un paysage, l'ancrage ou la pollution entraînant une dégradation de leur état (Davenport and Davenport, 2006). De plus, il serait intéressant d'étudier les conséquences qui en résultent sur le fonctionnement des écosystèmes (par ex. à l'échelle du réseau trophique et de la résilience de l'écosystème), car à notre connaissance ces études sont inexistantes, principalement par manque de données ad hoc.

Les composants de pression et d'état considérés déterminent alors la nature de leurs relations. Si l'on a recours à des indicateurs, dont les seuils d'interprétation de l'état observé (i.e. Bon ou mauvais état) ne sont pas disponibles, on peut aussi considérer que les pressions éloignent cet état (environnemental ou social) de ses conditions naturelles. Dans l'un ou l'autre des cas, un impact sur l'état du système peut être défini en fonction de l'importance de ce changement. On peut s'attendre à ce que les organismes mobiles et à fortiori ayant des comportements sociaux présentent des relations plus complexes avec une pression donnée. De plus, la complexité de ces relations augmente au fur à mesure que l'on considère une, plusieurs espèces et leurs relations interspécifiques (i.e. Prédation, compétition). Ainsi, de manière générale les relations entre les pressions et l'état écologique sont rarement linéaires. Cela a été montré à partir de l'effet de la pêche ou de la plongée sous-marine sur les peuplements de poissons (voir Guillemot et al., 2014 ; Floros et al., 2013 pour des exemples) et de la fréquentation d'usagers sur l'état des récifs coralliens (voir Leujak and Ormond, 2008 pour un exemple) ou sur l'état de la végétation (Monz et al., 2010).

Les relations entre les pressions et l'état du système côtier peuvent présenter des formes différentes (Figure V-11). Celles-ci peuvent être linéaires (Figure V-11– courbe A), une augmentation des pressions entraînent alors une diminution de l'état de manière proportionnelle. Cette situation se rencontre peu dans l'environnement. La courbe B représente un composant de l'environnement relativement plus sensible. En effet, pour celui-ci, une même augmentation de la pression entraîne une plus forte diminution de son état, sa disparition dans le système (i.e. Extinction d'espèce) survenant à un niveau de pression plus faible. Ces différences de sensibilité s'observent notamment entre espèces. Enfin la courbe C représente une relation complexe avec plusieurs états d'équilibre (C1 et C2) associé au fait que le niveau de pression n'influence pas ou peu l'état. Chacun de ces états d'équilibre est associé à un niveau maximum (K1 et K2) pouvant dépendre de la présence d'un facteur limitant. Le niveau de pression associé à une chute de l'état écologique (ou à un brusque changement d'équilibre) peut être identifié comme étant la capacité de charge écologique (CCE) associée à un état d'équilibre donnée, CCE1 et CCE2 pour respectivement C1 et C2. A titre d'exemple, Leujak and Ormond (2007) identifie qu'à partir de 50 personnes par m2 et par an fréquentant un récif, la capacité de charge écologique de ce récif est dépassée et qu'au-delà, la couverture corail vivant diminue brusquement. Le passage d'un équilibre à l'autre en lien avec une augmentation des pressions est souvent associé à une diminution de l'état, notamment en milieu corallien. Ceci a pu être montré dans les Caraïbes suite à une surpêche, deux événements climatiques extrêmes et la disparition d'espèces ayant un rôle écologique important (Mumby et al., 2006). La capacité de charge écologique d'un site peut cependant augmenter suite à des actions de gestion. En effet, l'impact environnemental d'une pression peut diminuer suite à des actions de sensibilisation ou la mise place de réglementation qui a pour but de modifier les comportements et les pratiques. Les lignes pointillées dans les relations A, B et C représentent la variabilité, notamment la variabilité naturelle qui peut être importante. Ces types de relations (Figure V-11) entre le niveau de pression et l'état de l'environnement naturel a notamment été discuté par Hawkins and Roberts (1997) entre le nombre de plongeurs sous-marins et l'état de l'écosystème.

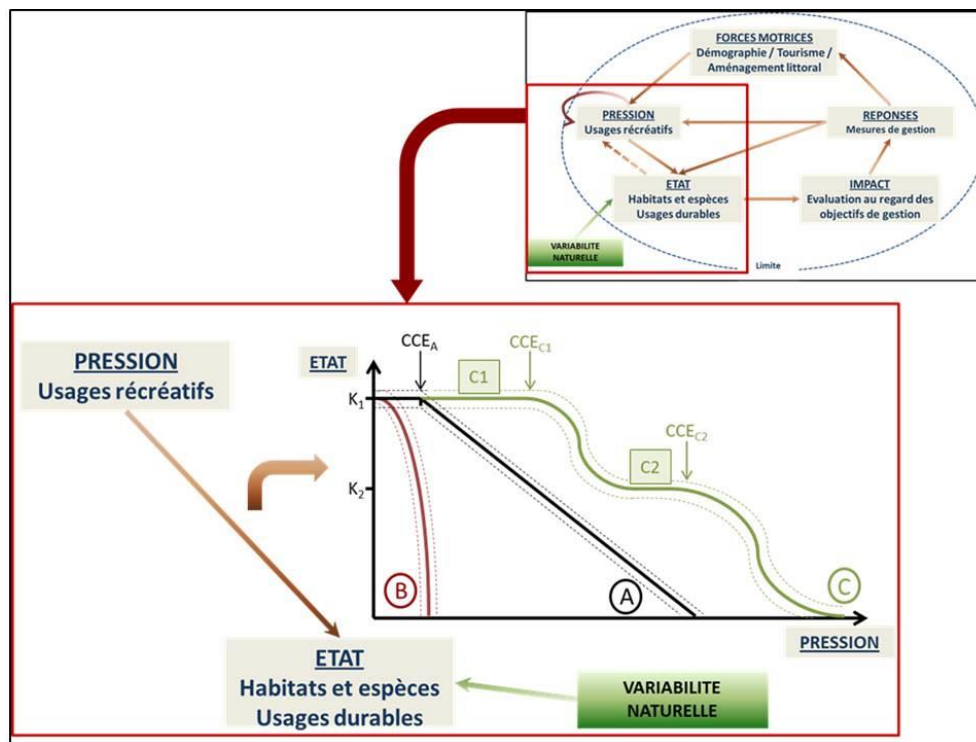


Figure V-11: Relations entre pression et état dans le schéma DPSIR.

VI. Chapitre 5 : Evaluation de la dynamique d'un socio-écosystème côtier par modélisation qualitative.

Introduction

Dans les chapitres précédents, des connaissances ont été acquises sur i) les relations entre forces motrices (comme la démographie) et pressions associées aux usages récréatifs ; ii) l'influence de l'état écologique, de l'intensité des usages et des mesures de gestion sur la répartition des pressions associées aux usages récréatifs ; et iii) les relations entre les pressions de ces usages et l'état des populations naturelles et des écosystèmes marins.

Le présent chapitre vise à intégrer ces connaissances dans un modèle qui permettra d'évaluer la dynamique du socio-écosystème côtier (évolutions des usages récréatifs et de l'état de l'environnement naturel) en fonction de perturbations d'origines anthropiques, naturelles et de la mise en place de mesures de gestion.

Ce modèle a pour objectif de mieux comprendre comment les relations complexes et parfois réciproques entre les compartiments biodiversité, usages récréatifs, réponse de gestion et forces motrices, affectent le fonctionnement du système côtier. Evaluer et comprendre ces évolutions, notamment sous l'effet de scénarios liés aux actions de gestion, fournit des éléments utiles aux gestionnaires des zones côtières multi-usages. Cette approche constitue ainsi un outil d'aide à la gestion, pouvant guider le choix de réponses de gestion.

Evaluation par modélisation qualitative de scénarios d'aménagement et de gestion d'une zone côtière multi-usages

Article en préparation au stade de prépublication

Résumé

Les espaces côtiers sont des environnements complexes où l'environnement naturel et les usages qui s'y exercent présentent des relations complexes et réciproques. L'intégration de connaissances sur les usages et l'état de l'environnement naturel dans un modèle peut constituer la première étape de la mise en place d'un outil pour la gestion adaptative, si le modèle permet d'anticiper les effets de mesures de gestion sur la dynamique du système, notamment sur les pressions et l'état de la biodiversité et ainsi en faire un support d'aide à la décision. Dans ce travail, on utilise un modèle qualitatif pour évaluer l'évolution de l'environnement naturel et des usages en réponse à des perturbations naturelles, anthropiques et des mesures de gestion. Dans un premier temps les conditions d'application du modèle sont évaluées. Ensuite, on décrit les évolutions probables des usages et des états écologiques d'espaces récréatifs définis selon les catégories du Recreational Opportunity Spectrum. Enfin, on identifie les relations et processus déterminants pour l'évolution de l'état écologique des sites récréatifs. Ainsi, le modèle développé reflète au mieux la connaissance des relations entre les composants du système et peut constituer un véritable outil d'aide à la décision pour une gestion adaptative active des usages récréatifs dans les zones côtières. Les résultats montrent que les capacités de charge sociale et écologique sont essentielles pour respectivement réguler le niveau d'usage et de pression et déterminer l'évolution de l'environnement naturel. De plus, l'étude du modèle met en évidence des rétroactions négatives permettant de réguler et limiter le niveau de fréquentation, à savoir le dérangement associé à la pratique d'activités de vitesse et la diminution d'attractivité des environnements naturels suite à une baisse de la qualité de l'état écologique. Enfin, les processus déterminant l'évolution de l'état écologique des sites récréatifs apparaissent très différents selon qu'ils sont ou pas affectés par l'augmentation de la pression.

Mots-clés

Aires marines protégées, usages récréatifs; modélisation qualitative; Nouvelle-Calédonie, socio-écosystème côtier.

Introduction

La modélisation des espaces côtiers gérés

La gestion adaptative « active » est un processus structuré d'apprentissage qui implique plus qu'un simple suivi et qui vise à évaluer l'impact d'alternatives de gestion (Walters 1986). *A contrario*, la gestion adaptative « passive » utilise des indicateurs de suivi orientant la prise de décision en fonction du diagnostic établi à partir de situations observées (Gregory et al., 2013). Cette dernière a notamment été utilisée dans la gestion des espaces côtiers en milieu corallien (Great Barrier Reef – Australia) (McCook et al., 2010) par le biais d'une revue des effets de réseaux d'AMP sur l'état des espèces et des habitats en lien avec les coûts et les recettes de telles mesures de gestion. L'intégration de connaissances et d'informations disponibles de plusieurs disciplines dans un modèle peut constituer la première étape de la mise en place d'une gestion adaptative (Walters 1997). Ceci permet de prédire les effets de mesures de gestion sur le fonctionnement du système, notamment sur les pressions et l'état de la biodiversité (Childress 2002) et ainsi en faire un support d'aide à la décision (Pidd 2010). La mise en œuvre d'une gestion adaptative nécessite de formaliser les buts de gestion et d'identifier les stratégies possibles pour y parvenir (Keith et al., 2011). De plus lorsqu'il est mis en place, ce mode de gestion permet de favoriser les échanges entre les acteurs de l'environnement (i.e. gestionnaires, scientifiques, associations environnementales, secteur privé).

C'est dans cet objectif d'aide à la décision que ce travail de modélisation d'un socio-écosystème côtier s'inscrit. A l'heure actuelle, peu de modèles sont utiles à la gestion du fait que les sorties de ces modèles sont souvent déconnectées des besoins de gestion (Childress 2002). Ceci s'explique notamment par la difficulté des modèles à rendre compte de la multiplicité et de la complexité des relations entre composants (comme des relations non-linéaires) et de la diversité des processus en jeu (liés aux écosystèmes, aux perturbations) dans les socio-écosystèmes côtiers. De plus, souvent peu de connaissances et a fortiori de données existent sur les pressions notamment dans les systèmes côtiers et aussi sur leurs relations avec l'état de l'environnement.

L'utilisation d'un modèle prédisant l'évolution des usages et en conséquence des impacts engendrés sur l'environnement naturel en fonction de différents scénarios de gestion permet de simuler une gestion adaptative « active » de l'espace côtier. A notre connaissance, à ce jour, aucun modèle ne permet de prévoir l'évolution des usages récréatifs en milieu marin. Néanmoins, des modèles traitant de la dynamique spatiale et temporelle de la pêche ont été développés (Pelletier & Mahévas 2005, Vermard et al., 2008, Stelzenmuller et al., 2008). En milieu terrestre, les premiers modèles sur les usages récréatifs datent de la fin des années 1970 ; ils permettaient de simuler la répartition spatiale des usagers dans des parcs nationaux ou dans des rivières (voir Cole, 2002 pour une revue). Cette différence peut vraisemblablement s'expliquer par le manque d'information sur les usages récréatifs en milieu côtier, comme leurs comportements, leurs perceptions des conditions sociales, naturelles et de la gestion des espaces fréquentés.

La gestion du milieu côtier implique souvent diverses parties prenantes, pêcheurs, associations de protection de l'environnement, prestataires de services touristiques, gestionnaires. Ces acteurs ont des intérêts et des besoins différents, et donc des perceptions différentes des buts de gestion (Himes, 2007 ; Mangi and Austen, 2008, Abecasis et al., 2013). Ces différences sont souvent à l'origine de difficultés de compréhension et de dialogue entre ces acteurs. La modélisation, par le biais de méthodes spécifiques, comme la modélisation d'accompagnement (Voinov and Bousquet, 2010), a

montré son utilité afin de faciliter le dialogue entre ces acteurs et d'identifier des consensus quant aux attentes de la gestion d'un espace complexe.

Le présent travail consiste à prendre en compte explicitement les usages récréatifs et leurs interactions avec l'environnement naturel afin d'étudier la dynamique du système côtier, et plus précisément l'influence relative des processus impliqués dans les interactions entre les usages et la biodiversité et celle de leurs dynamiques intrinsèques. De plus, hiérarchiser les relations selon leur influence sur la dynamique permettra d'identifier les mesures de gestion les plus aptes à faciliter l'atteinte des objectifs de gestion, et enfin de cibler les besoins en acquisition de connaissances.

La modélisation pour l'évaluation des Aires Marines Protégées

Lors de la mise en place d'une AMP, les objectifs de gestion sont explicités dans un plan de gestion. Ces objectifs peuvent être diversifiés mais le plus généralement ils comportent, la conservation des propriétés écologiques, biologiques et physiques de l'environnement naturel ainsi que le maintien d'usages durables (Agardy, 1997 ; Pomeroy et al., 2005). Néanmoins, les évaluations de l'efficacité des AMP à atteindre ses objectifs de gestion ne s'intéressent souvent qu'aux objectifs de conservation (Pelletier et al. 2005) et peu d'études se sont intéressées à évaluer l'efficacité des AMP aussi bien pour ses conditions naturelles que sociales (Alder et al., 2002), bien que certains projets de recherches et initiatives ont cherché à intégrer les dimensions sociales de la gestion des AMP côtières (par ex. le projet PAMPA - <http://www.ifremer.fr/pampa>). Ceci peut s'expliquer par le manque d'une part d'études sur les aspects sociaux des zones côtières (Sutton 2005, Gray et al., 2010, Christie 2011) et d'autre part, d'outils, de méthodes et d'approches conceptuelles permettant de confronter les dimensions humaines et naturelles du fait de la différence des échelles spatiales et temporelles de leurs dynamiques et relations. Il est pourtant peu pertinent de considérer indépendamment les dimensions humaines et naturelles qui sont liées par de multiples relations (voir chapitres précédents). Plusieurs cadres de travail ont été développés de manière à pallier à ces difficultés et donc à considérer la dimension sociale des AMP aussi bien que la dimension naturelle dans les évaluations. C'est le cas notamment de la GIZC (Gestion Intégrée des Zones Côtières) (Cicin-Saint and Knecht, 1998) qui a notamment fait l'objet d'une réflexion sur la faisabilité de sa mise en œuvre en Nouvelle-Calédonie (David et al., 2010).

L'évaluation des AMP se fait généralement à partir d'indicateurs de suivis (Pomeroy et al., 2005). Cependant, la diversité et le nombre de ces indicateurs rend l'évaluation des systèmes côtiers souvent difficile. En conséquence, des méthodes de sélection de ces indicateurs ont été développées (Rice and Rochet 2005, Niemeijer and de Groot 2008, Lin et al., 2009, Lin et al., 2012). Les indicateurs considérés dépendent des objectifs de gestion et peuvent être organisés en tableaux de bord multithématiques. Ainsi, ces indicateurs concernent aussi bien les usages pratiqués que l'état écologique des espaces évalués. Ces approches ont été appliquées en Nouvelle-Calédonie (Wantiez et al. 2011) et à la Réunion (Tessier et al. 2011) dans le cadre du projet PAMPA. Cependant, le plus souvent, ce type d'approche ne considère pas les relations entre ces indicateurs, ce qui empêche d'anticiper l'évolution du système et d'identifier les mesures de gestion les plus adaptées. La modélisation permet de considérer explicitement ces relations. Elle apparaît donc complémentaire d'une approche par tableaux de bord d'indicateurs de suivi pour évaluer l'atteinte des objectifs de gestion (section introduction générale – les indicateurs).

La modélisation qualitative

Bien que les AMP aient pour principal but la conservation de l'environnement marin (Boersma and Parrish, 1999), il est toujours difficile de définir l'état écologique devant être atteint par les mesures de protection car celui-ci dépend de l'état initial et de conditions naturellement variables dans le temps et l'espace (Borja et al., 2012). Il est d'autant plus difficile d'identifier ces états, notamment par l'utilisation de seuils, si l'on considère une diversité de descripteurs de l'état écologique (i.e. nombre d'espèces, aire de répartition des espèces et des habitats, réseaux trophiques). Ainsi, considérer uniquement des tendances dans des directions souhaitables, plutôt que l'atteinte de seuils quantitatifs est une solution qui peut être retenue lorsque l'on s'intéresse à l'évaluation de l'efficacité de la gestion pour maintenir ou améliorer l'état écologique du milieu naturel.

La modélisation qualitative repose sur la définition de relations entre les composants du système supposé être régulé uniquement par des effets positifs ou négatifs. Il en résulte que les sorties d'un tel modèle sont aussi qualitatives, informant sur une augmentation, une diminution ou l'absence de changement des composants du modèle suite à une perturbation donnée. De ce point de vue, la modélisation qualitative s'intéresse uniquement à l'évolution des composants du système lorsqu'il est soumis à une ou plusieurs perturbations (qui peuvent être des mesures de gestion).

Cette approche vise une compréhension qualitative du système lorsqu'il existe un manque de connaissances sur ses composants ou leurs relations nécessaires pour paramétrer un modèle quantitatif, ou lorsque ce modèle s'avérerait trop complexe s'il devait être paramétré. D'un côté, ce type de modèle est moins précis et moins informatif que la modélisation quantitative, puisqu'il n'existe aucune indication sur l'amplitude des effets prédits par le modèle et donc sur l'amplitude de son évolution. Cependant, dans le cas de modèles complexes, la paramétrisation d'un modèle quantitatif peut s'avérer impraticable, même lorsque les données sont abondantes, et la propagation des multiples incertitudes sur les paramètres peut résulter en des sorties de modèle très peu robustes. Dans ces situations complexes, la modélisation qualitative peut être mise en œuvre à partir de connaissances même incomplètes sur les relations entre les composants environnementaux et sociaux des systèmes considérés, ici un système côtier géré, afin de comprendre la dynamique de l'ensemble et d'apporter des résultats qui répondront aux besoins de gestion. La modélisation qualitative a notamment été appliquée pour la gestion des ressources naturelles (Dambacher et al. 2009) ou l'évaluation d'impacts (Dambacher et al., 2007) en milieu côtier.

Le principe est de raisonner autour des points d'équilibre du système. Ainsi les conditions initiales du système sont considérées comme à l'équilibre. Ensuite, et suivant une perturbation suffisamment importante et pérenne, un nouveau point d'équilibre est défini en identifiant l'évolution des composants du système de manière à converger vers un autre point d'équilibre. Par exemple, suite à une augmentation du nombre de visiteurs d'un espace abritant un écosystème corallien, on s'attend à ce que la couverture en corail vivant diminue. De fait, ce type de modèle ne réalise pas de prévision, mais il permet d'identifier un état d'équilibre du système en fonction de diverses perturbations.

Matériel et méthodes

Les enjeux de gestion du lagon du Grand Nouméa

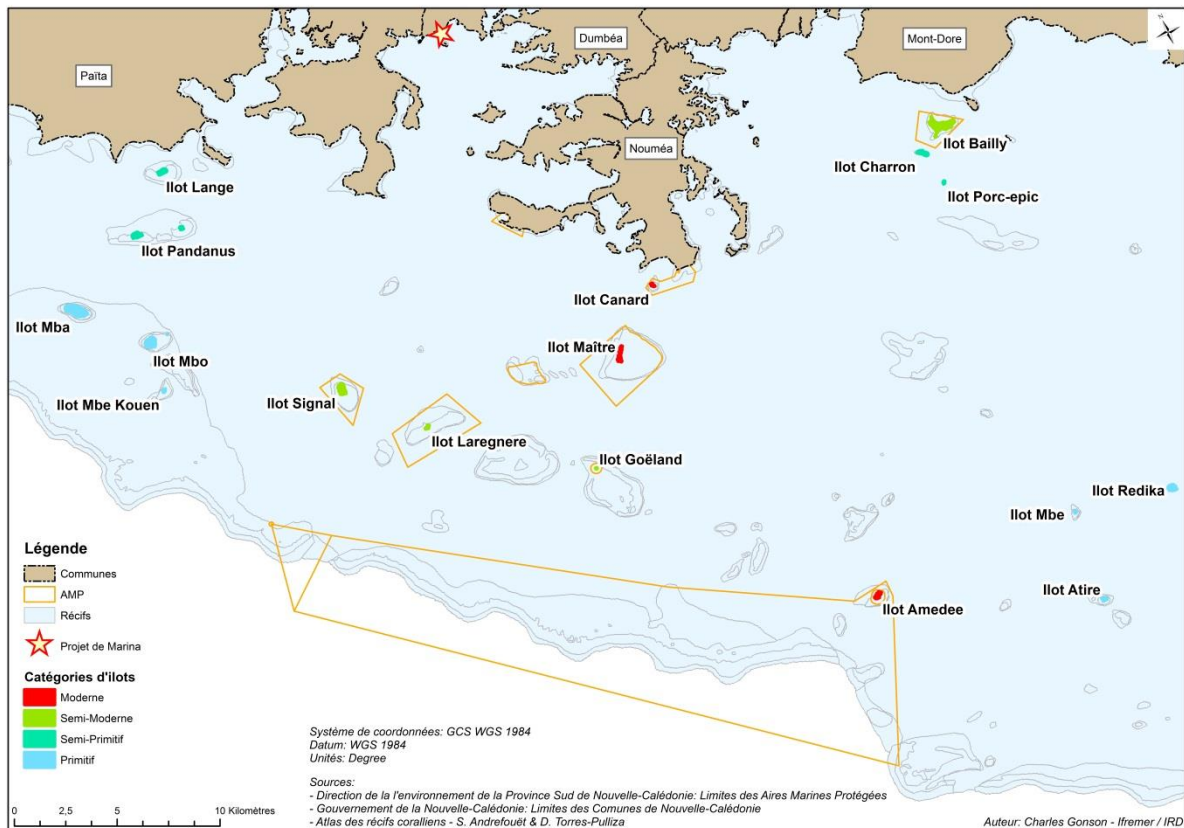


Figure VI-1: Carte des aires marines protégées et îlots du Grand Nouméa en fonction de leur catégorie selon le Recreational Opportunity Spectrum (Clark and Stankey, 1979).

Le lagon faisant face au Grand Nouméa s'étend sur une grande superficie (~68 km²) et est composé de nombreux récifs et îlots (Figure VI-1). Les usagers récréatifs se répartissent principalement autour et sur des îlots, pratiquant généralement des activités de baignade, de plage ou encore de camping lorsque la sortie se fait sur plusieurs jours (Gonson et al. en révision). En plus, des activités supplémentaires sont pratiquées par les usagers des îlots de manière spécifique au cadre récréatif proposé par l'îlot en question. Ces activités peuvent être assignées aux îlots en fonction des catégories du Recreational Opportunity Spectrum (ROS) (chapitre 2). De plus ces catégories structurent fortement la répartition spatiale des usagers (Chapitre 2) et la capacité de charge sociale du site (Chapitre 3). Les catégories ROS permettent de catégoriser les différents sites du cas d'étude considérée, ouvrant la perspective de généraliser le modèle proposé à d'autres contextes. Ces catégories ROS peuvent être formalisées selon un gradient d'intervention humaine (comprenant le niveau de fréquentation ou encore les mesures de gestion) des sites « primitifs » (peu ou pas d'interventions humaines) aux sites « modernes » (faisant l'objet d'une intervention humaine importante). De fait, le modèle présenté ici n'est pas spatialement explicite car il ne considère pas la localisation relative des îlots entre eux. Néanmoins, l'accessibilité des îlots est fortement corrélée aux catégories ROS, les sites modernes étant les plus accessibles, et les sites primitifs, les moins accessibles par rapport aux principaux points d'accès et à la démographie se concentrant à Nouméa.

Il est toutefois important de noter qu'une diversité d'usages existe même au sein d'une catégorie ROS notamment les sites modernes. En effet, dans ces sites les activités de vitesse sont particulièrement prisées, notamment à Maitre et Canard alors qu'à l'îlot Amédée, la pratique de la plongée sous-marine est plus représentée ainsi que la présence de surfeurs au niveau de la passe, très proche de l'îlot. La configuration géographique propre à chacun des sites peut donc induire de la variabilité au sein d'une catégorie ROS donnée dans les usages récréatifs et leurs caractéristiques naturelles, notamment en termes d'offre de services écosystémiques. Ces considérations, plus géographiques, seraient à prendre en considération dans une modélisation ultérieure, spatialement explicite.

Modèles qualitatifs : termes et définitions

La modélisation qualitative utilise généralement un graphique directionnel pour représenter les composants d'un système, appelés nœuds, et leurs relations. Il est aussi possible de représenter ce système sous forme matricielle. Au contraire des modèles quantitatifs, les matrices relationnelles dans les modèles qualitatifs sont renseignées uniquement par des effets positifs, négatifs ou nuls. Dans les systèmes écologiques, les graphiques directionnels représentent la structure de la communauté décrite par une matrice appelée matrice de communautés. Dans la suite du document, on parlera donc de matrice de communauté lorsque l'on fera référence à une matrice représentant les relations entre nœuds du système étudié (i.e. usagers, état écologique). Dans ces représentations matricielles, le coefficient $a_{i,j}$ de la matrice représente l'effet direct de le nœud j sur le nœud i qui est soit égal à 1, -1 ou 0.

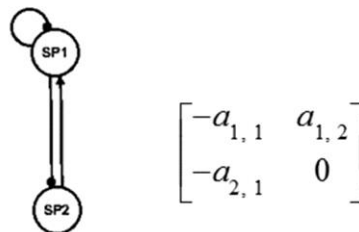


Figure VI-2: Exemple d'un graphique directionnel et de la matrice de communauté associée entre les populations de deux espèces (SP1 et SP2).

Dans l'exemple présenté dans la Figure VI-2 l'espèce 1 a un effet négatif (\bullet) sur l'espèce 2 dans le graphique directionnel qui correspond au coefficient $-a_{2,1}$ dans la matrice de communauté tandis que l'espèce 2 a un effet positif sur l'espèce 1 (\blackrightarrow) dans le graphique directionnel correspondant au coefficient $a_{1,2}$, du fait par exemple de la prédation. L'espèce 1 a un auto-effet négatif représenté par le coefficient $-a_{1,1}$ qui peut représenter par exemple la compétition entre individus au sein de la population de cette même espèce. N'ayant aucun effet sur sa propre population, le coefficient associé à l'effet de l'espèce 2 sur elle-même est égal à 0 dans la matrice de communauté.

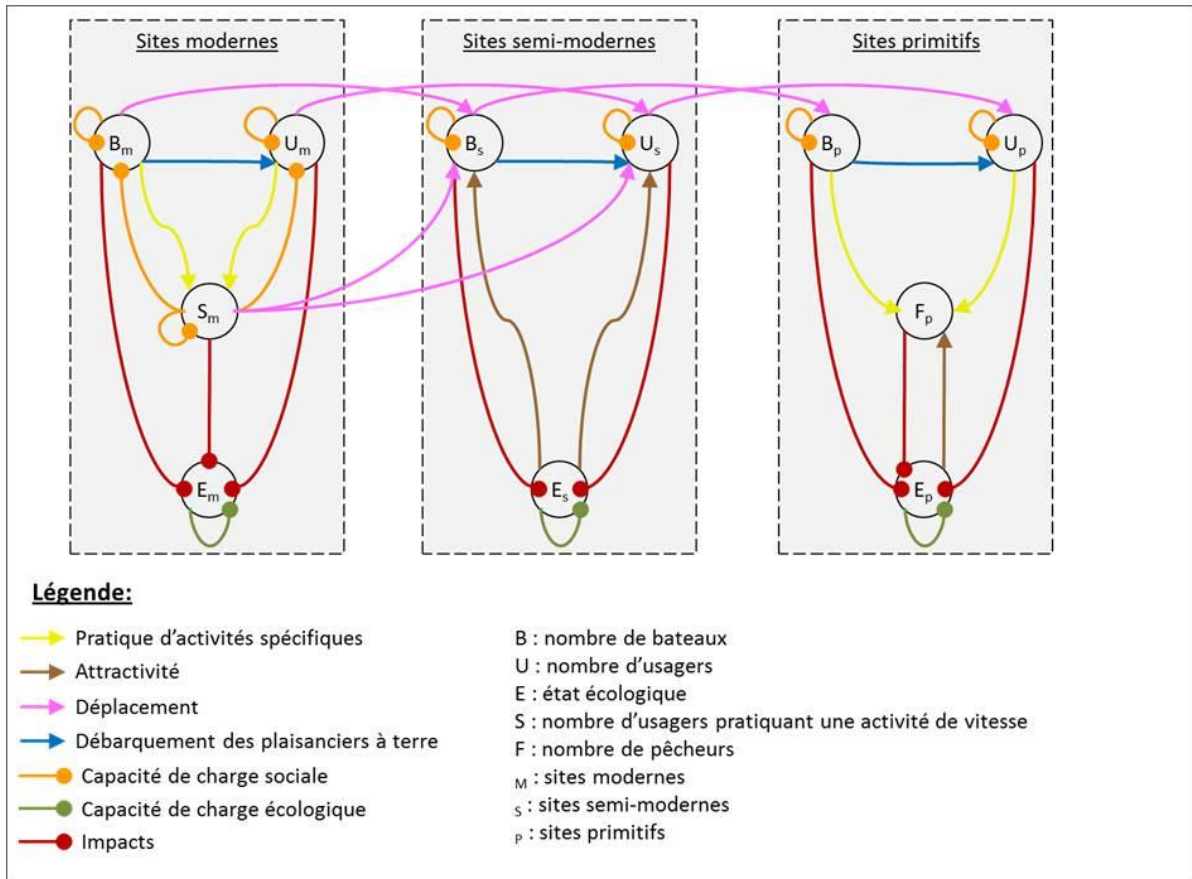
Dans la modélisation qualitative, la notion de boucle est couramment utilisée. Elle fait référence à un chemin de relations menant d'un nœud à lui-même sans passer 2 fois par un autre nœud quelconque. La longueur d'une boucle est égale au nombre de nœuds la composant. Ainsi dans l'exemple de la Figure VI-2, il y a deux boucles. La première est de longueur 1 et correspond à l'auto-effet négatif de la population de l'espèce 1 sur elle-même tandis que la deuxième boucle est de longueur 2, implique les 2 populations d'espèces, est composée des coefficients $a_{1,2}$ et $-a_{2,1}$. Cette deuxième boucle est égale au produit des deux coefficients qui la compose et est donc négative.

Description du modèle

Dans les sections précédentes du présent manuscrit, des connaissances sur la dynamique des socio-écosystèmes étudiés ont été acquises à partir de données de suivi complémentaires sur les usages et la biodiversité. Ces connaissances ont permis d'identifier les facteurs de la répartition spatiale des usagers en lien avec leurs pratiques et ainsi mettre en évidence les facteurs structurant la répartition spatiale des pressions associées aux usages récréatifs. En considérant les processus présentés dans le Tableau VI-1, ce modèle vise à étudier les évolutions possibles d'un espace côtier géré multi-usages en fonction de modifications du contexte social et naturel et des mesures de gestion ainsi qu'en considérant explicitement la dynamique des usages récréatifs et leurs relations avec l'état de l'écosystème. Les processus présentés dans le Tableau VI-1 sont regroupés par catégorie en fonction des composants du modèle DPSIR (Driver-Pressure-State-Impact-Response ; voir la section Le cadre conceptuel DPSIR pour une présentation du DPSIR) concerné. Ces processus sont donc relatifs soit aux pressions, aux états ou à leurs relations. On notera que parmi les processus retenus dans le modèle, aucun n'est considéré comme faisant partie des réponses du système. Ces réponses sont cependant présentées dans ce tableau dans la colonne « implication pour la gestion » puisque l'on considère que les mesures de gestion correspondent à la boîte « Réponse » dans le modèle DPSIR.

Tableau VI-1: Processus considérés dans le modèle et implications pour la gestion de l'environnement côtier.

| Composants DPSIR | Processus | Description | Implication pour la gestion |
|------------------|---------------------------------------|--|--|
| Pression | Capacité de charge sociale | La capacité de charge sociale (CCS) correspond à un niveau d'usage dépassant le seuil acceptable par les usagers ou diminuant la qualité de leur expérience (Shelby and Heberlein, 1984). Certaines activités (e.g. Jet-ski) peuvent générer un niveau de dérangement particulièrement important, diminuant ainsi la CCS du site | Certaines mesures de gestion peuvent augmenter la capacité de charge sociale d'un site (i.e. aménagement, zonation du site, interdiction d'activités dérangeantes). |
| | Déplacement des plaisanciers à terre | L'atteinte de la capacité de charge sociale peut impliquer le déplacement des usagers (et donc des pressions associées) sur des sites moins fréquentés mais procurant les conditions adéquates à l'expérience recherchée (Kuentzel and Heberlein, 1992). | Dans le souci de fournir des expériences récréatives de qualité aux usagers, la limitation du nombre d'usagers/bateaux sur un site ou l'incitation à se rendre vers un autre site (i.e. information) peut être envisagée. |
| | Débarquement des plaisanciers à terre | Les usagers à bord de leur embarcation au mouillage et ceux à terre sur l'îlot sont distingués afin de considérer la diversité des impacts engendrés (i.e. ancrage, feux). Le débarquement des plaisanciers dépend de leurs pratiques. | L'interdiction de débarquement est une mesure de gestion pouvant être envisageable, notamment dans un but de protection de l'environnement naturel. |
| | Pratique d'activités spécifiques | <p>Selon l'expérience recherchée par les usagers et les conditions apportées par le site fréquenté, les usagers ont des pratiques spécifiques (Chapitre 2).</p> <p>En présence de multiples activités on s'attend à observer une diversité et une accumulation des impacts (sur l'environnement naturel et/ou social) (voir Davenport and Davenport, 2006 pour une revue).</p> | Les activités générant trop d'impacts (sur l'environnement ou pour les autres usagers) peuvent être interdites. |
| Relations | Pression - Etat | <p>Impacts: La fréquentation ou la pratique d'activités additionnelles (i.e. activité de vitesse, pêche) engendre des effets négatifs sur l'état de l'écosystème.</p> <p>Attractivité: La qualité environnementale est recherchée par les usagers notamment dans les AMP tandis que l'abondance des espèces cibles de la pêche est recherchée, par les pêcheurs (Chapitre 2)</p> | <p>L'information, la sensibilisation peuvent permettre de diminuer les impacts engendrés par les usagers par une modification des pratiques.</p> <p>La promotion des réserves naturelles et de leurs effets sur l'environnement, peut influencer l'attractivité de ces espaces auprès des usagers.</p> |
| | Etat | Capacité de charge écologique | La présence de facteurs limitant dans l'écosystème, physique (i.e. lumière), biologique (i.e. nutriments), ou en termes d'espace (i.e. niche écologique) détermine sa capacité de charge écologique. |



| | 1: B _m | 2: B _p | 3: B _s | 4: E _m | 5: E _p | 6: E _s | 7: F _p | 8: S _m | 9: U _m | 10: U _p | 11: U _s |
|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------------|
| 1: B _m | -a _{1,1} | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -a _{1,8} | 0 | 0 | 0 |
| 2: B _p | 0 | -a _{2,2} | a _{2,3} | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3: B _s | a _{3,1} | 0 | -a _{3,3} | 0 | 0 | a _{3,6} | 0 | a _{3,8} | 0 | 0 | 0 |
| 4: E _m | -a _{4,1} | 0 | 0 | -a _{4,4} | 0 | 0 | 0 | -a _{4,8} | -a _{4,9} | 0 | 0 |
| 5: E _p | 0 | -a _{5,2} | 0 | 0 | -a _{5,5} | 0 | -a _{5,7} | 0 | 0 | -a _{5,10} | 0 |
| 6: E _s | 0 | 0 | -a _{6,3} | 0 | 0 | -a _{6,6} | 0 | 0 | 0 | 0 | -a _{6,11} |
| 7: F _p | 0 | a _{7,2} | 0 | 0 | a _{7,5} | 0 | 0 | 0 | 0 | a _{7,10} | 0 |
| 8: S _m | a _{8,1} | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -a _{8,8} | a _{8,9} | 0 | 0 |
| 9: U _m | a _{9,1} | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -a _{9,8} | -a _{9,9} | 0 | 0 |
| 10: U _p | 0 | a _{10,2} | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -a _{10,10} | a _{10,11} |
| 11: U _s | 0 | 0 | a _{11,3} | 0 | 0 | a _{11,6} | 0 | a _{11,8} | a _{11,9} | 0 | -a _{11,11} |

Figure VI-3: Graphique directionnel du modèle et matrices des communautés correspondantes. Les couleurs utilisées dans le graphique directionnel et dans la matrice des communautés correspondent aux processus présentés dans le Tableau VI-1

Le modèle est représenté sous la forme d'un graphique directionnel et de la matrice des communautés correspondante (Figure VI-3). Ce modèle a été développé à partir de la bibliographie, des informations sur le cas d'étude présentées dans les chapitres précédents et en relation avec les questionnaires de l'environnement de la Province Sud de Nouvelle-Calédonie. La matrice des communautés spécifie les effets des composants du modèle en colonne sur ceux en ligne (Figure VI-3). Les nœuds du graphique

directionnel représentent les variables considérés dans le système. Ces nœuds représentent respectivement : B, le nombre de bateaux ; U, le nombre d'usagers ; S, le nombre d'usagers pratiquant une activité de vitesse, F, le nombre de pêcheurs et E, l'état de l'écosystème (i.e. Indicateurs de biodiversité, ressources et habitats)

Parmi les relations du modèle (Figure VI-3), on retrouve :

- La pratique d'activités spécifiques : les activités nautiques et la pêche sont respectivement pratiquées dans les sites modernes et primitifs. L'effet positif du nombre de bateaux et d'usagers dans ces sites sur le nombre d'usagers pratiquant une activité de vitesse ou la pêche, permet de considérer explicitement ces activités.
- les impacts : ces relations sont les effets des bateaux, usagers, pêcheurs, pratiquants d'activités de vitesse sur l'état écologique. Ces effets qui sont négatifs représentent les impacts des usages sur la biodiversité (i.e. ancrage, piétinement, dérangement, collision, extraction).
- La capacité de charge sociale (CCS) : ces relations sont représentées par des auto-effets négatifs des bateaux, usagers et pratiquants d'activité de vitesse et représentent la capacité de charge sociale des sites, le nombre étant le critère principal de dérangement pour les usagers (Chapitre 3).
- L'attractivité de la biodiversité : celle-ci est considérée dans le modèle par des effets positifs de l'état écologique des sites semi-modernes sur le nombre d'usagers et de bateaux dans ces sites et par l'effet positif de l'état écologique des sites primitifs sur le nombre de pêcheurs (Chapitre 2).
- le débarquement : représenté par l'effet positif du nombre de bateaux sur le nombre d'usagers pour chacun des sites.
- Le déplacement : ces relations sont considérées par des effets positifs du nombre de bateaux et d'usagers des sites modernes (les plus fréquentés) vers ceux des sites semi-modernes et de la même manière des sites semi-modernes vers les sites primitifs (les moins fréquentés). Ces relations permettent de considérer le déplacement des usagers et des plaisanciers en réponse à une hausse de la fréquentation. L'effet positif des usagers pratiquant une activité de vitesse dans les sites modernes vers les usagers et bateaux dans les sites semi-modernes, permet de considérer le dérangement additionnel de cette activité sur les usagers pouvant se traduire par un déplacement.
- La capacité de charge écologique (CCE) : pour chacun des sites, un auto-effet négatif de l'état de l'écosystème sur lui-même permet de prendre en compte la présence de facteurs limitant dans l'écosystème.

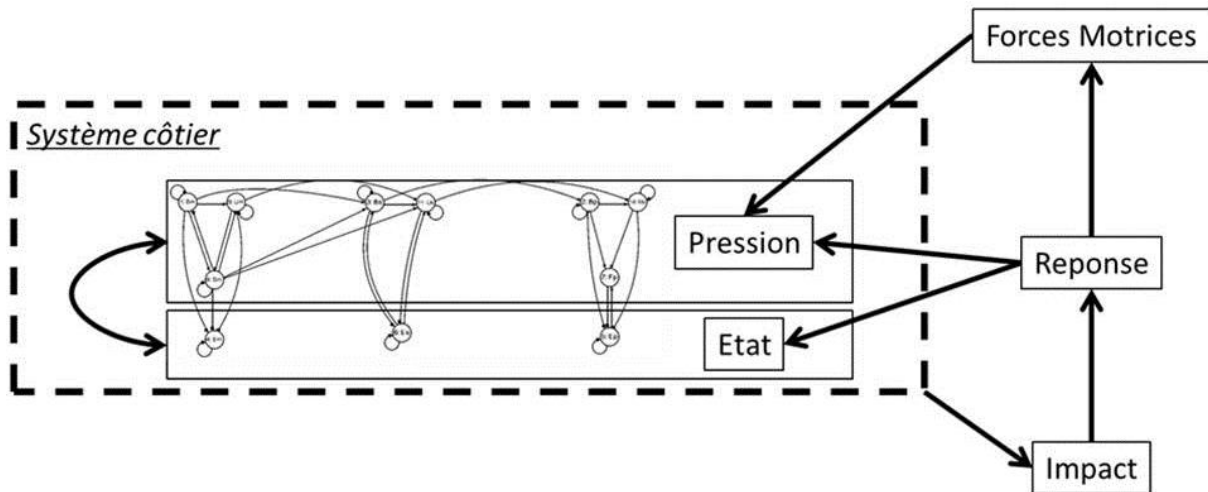


Figure VI-4: Positionnement du modèle dans le cadre conceptuel DPSIR

Le modèle considère les composants « pression » et « état » d'un système côtier géré dont les usages récréatifs génèrent une problématique de gestion avec des relations multiples et des dynamiques propres (Figure VI-4). Les forces motrices et les réponses du système pourront être considérées à partir de la définition de scénarios d'évolution du contexte social, naturel (forces motrices) et de la gestion (réponses) et qui correspondront donc aux scénarios qui seront testés à l'aide du modèle présenté dans la Figure VI-3. Les impacts seront évalués à partir des prédictions et sorties du modèle. En prenant ainsi en compte conjointement l'état et les pressions du système, nous chercherons à identifier parmi les réponses de gestion testées, celles qui seront à même de satisfaire les objectifs de gestion de protection de l'environnement et de durabilité des usages.

Analyse de stabilité du modèle

Les conditions de stabilité d'un système représenté sous la forme d'un modèle qualitatif ont été définies dans différentes études (Quirk and Ruppert, 1965 ; Hurwitz, 1964 ; Puccia and Levins, 1985). Les premières études permettent d'identifier si le système représenté par un modèle est stable en ne considérant que les signes associés aux relations (coefficients a_{ij} de la matrice des communautés correspondant à 1, -1 ou 0) cette stabilité est dite « de signe ». Quirk and Ruppert (1965) en définissent les règles pour que le système soit stable i) chaque rétroaction de longueur 1 (impliquant un coefficient a_{ii}) est négative, ii) il existe au moins une rétroaction de longueur 1, iii) les rétroactions de longueur 2 (i.e. $a_{ij} a_{ji}$ représentant une boucle de longueur 2) sont négatives et iv) le déterminant de la matrice des communautés est différent de 0.

Hurwitz (1964) définit aussi des règles permettant de caractériser les conditions de stabilité de type Lyapunov, c'est à dire la stabilité par rapport à une perturbation locale autour d'un point d'équilibre. Puccia et Levins (1985) en définissent les conditions par l'analyse des niveaux de rétroactions qui le compose. Un niveau de rétroaction est défini par l'équation suivante :

$$F_k = \sum_{m=1}^k (-1)^{m+1} L(m, k) \quad (1)$$

$L(m, k)$ correspond aux m boucles disjointes de k nœuds. Deux boucles sont disjointes lorsqu'elles n'ont aucun nœud commun. Les conditions de stabilité définies par Puccia et Levins (1985) se

traduisent généralement par la hiérarchisation des relations, pouvant ainsi prendre la forme de poids associés aux relations du modèle. Ces conditions sont i) que chaque niveau de boucle rétroactive soit négatif et ii) que les hauts niveaux de rétroaction soient relativement faibles par rapport aux niveaux de rétroaction de bas niveau. Dambacher et al.,(2003a) traduisent les conditions pour lesquelles le système n'est pas stable au sens de Laypunov par i) la présence de rétroactions positives dans le système et ii) la faiblesse des boucles de rétroaction de bas niveau. De manière générale, il est communément admis que les rétroactions positives ont tendance à déstabiliser le système au contraire des rétroactions négatives.

Afin d'étudier la stabilité du modèle dans cette étude, nous nous intéressons à la fois aux règles définies par Quirk and Rupert (1965) et de Puccia and Levins (1985). Si le modèle répond à l'ensemble de ces règles, alors on considérera que celui-ci est stable « de signe », c'est à dire de manière inconditionnelle à l'expression relative des relations qui le composent.

Prédictions du modèle

Prédictions qualitatives

Si le système est stable, suivant une perturbation d'un ou plusieurs composants du système, la modélisation qualitative permet d'identifier un nouveau point d'équilibre avec une augmentation, une diminution ou une stabilité de chacun des nœuds du système. Il s'agit alors d'identifier des projections à l'équilibre pour chacun des composants du système qui seront appelées prédictions dans la suite de l'étude. Ainsi pour chaque scénario et chacune des simulations, un équilibre est identifié en fonction de l'augmentation, de la diminution ou de la stabilité de chacun des nœuds du modèle. La formule permettant de déterminer l'évolution d'un composant (j) donné suivant une perturbation (c) dans le système sur un ou plusieurs composants (i) est fournie par Puccia and Levins (1985) selon la formule suivante :

$$\frac{\delta X_j^*}{\delta c} = \frac{\sum_{i,k} \left(\frac{\delta f_i}{\delta c} \right) (p_{ji}^{(k)}) (F_{n-k}^{(comp)})}{F_n} \quad (2)$$

Dans cette équation $\frac{\delta X_j^*}{\delta c}$ correspond à l'évolution du composant j jusqu'à son point d'équilibre, noté *, sous l'effet d'une perturbation c . La formule considère tous les composants i pour lesquels la perturbation entraîne un changement $\frac{\delta f_i}{\delta c}$. $p_{ji}^{(k)}$ représente chaque chemin possible entre le composant j , pour lequel on détermine l'évolution jusqu'à l'équilibre, et le composant i , pour lequel, la perturbation entraîne une modification. $F_{n-k}^{(comp)}$ correspond à la rétroaction complémentaire au chemin $p_{ji}^{(k)}$ considéré. Une rétroaction complémentaire se calcul de la même manière que F_k (eq. 1) à ceci près que cette équation s'applique uniquement sur le sous-système complémentaire composé des $n-k$ variables. La somme est ensuite faite $\sum_{i,k}$ pour toutes les fonctions et chemins. Enfin l'ensemble est divisé par la rétroaction du niveau le plus grand (F_n). Cette équation ne prend pas en compte de poids associés aux relations et ne considère que les signes des évolutions.

Ainsi, dans la modélisation qualitative, l'évolution d'un nœud dépendra de la somme de chemins (entre le nœud affecté par la perturbation et lui-même) et de boucles de rétroaction définie par -1 ou 1. En effet, ces chemins et ces boucles sont fonctions de la multiplication des relations qui les composent. Ceux-ci sont donc égaux à -1 ou 1. En conséquence, l'évolution du nœud d'intérêt sera égal à la somme des chemins et boucles, négatifs (-1) et positifs (1) qui sont induits par la perturbation. Le résultat peut être présenté sous forme de matrice dite « matrice adjointe » (Dambacher et al., 2003). En complément de cette prédiction, la matrice de « prédictions pondérées » permet d'évaluer l'incertitude associée. Il s'agit alors de diviser la matrice adjointe par le nombre total de chemins et boucles (positif et négatif) induit par la perturbation sur le nœud d'intérêt. Ce résultat rend compte de la proportion de chemins et boucles qui sous une perturbation donnée ont des effets antagonistes sur le nœud considéré. Ainsi, il est possible d'apprécier de manière quantitative l'incertitude associée aux prédictions du modèle suite à une perturbation donnée. Cependant, l'information associée à cette mesure est limitée dans le sens où elle ne fait aucune distinction entre les effets de ces chemins et boucles sur le nœud d'intérêt alors que ceux-ci peuvent être de longueurs différentes et que l'on peut s'attendre à ce que l'effet d'une boucle ou d'un chemin diminue avec sa longueur (c'est à dire le nombre de relations impliquées).

Pondération des relations

Pour le modèle présenté (Figure VI-3), 10000 simulations sont réalisées dans lesquelles les poids associés à chaque relation sont tirés au hasard entre 0 et 1 (avec une précision au centième). À partir de l'équation (2) les poids de chaque simulation permettent de considérer l'intensité d'expression des boucles et les chemins qui déterminent l'évolution du nœud d'intérêt sous une perturbation donnée et qui dépendent à la fois des poids associés aux relations qui les composent mais aussi de leurs longueurs. Ainsi, les prédictions du modèle dépendront à la fois de son architecture et des poids des relations. De manière similaire, Dambacher et al., (2003a) ont comparé les prédictions de modèles qualitatifs et quantitatifs ayant des structures identiques et dont les coefficients des relations sont sélectionnés au hasard. Ils montrent que la description quantitative d'un modèle peut entraîner des différences de prédictions aussi bien quantitativement que qualitativement (signe de ces prédictions). Ainsi, par la simulation d'un grand nombre de modèles quantitatifs à partir d'une même structure, il sera possible de mettre en œuvre des méthodes de statistiques descriptives multivariées (analyses factorielles) afin d'analyser les liens entre les prédictions du modèle et les poids de ces relations.

À partir des prédictions dépendantes des poids des relations, on étudiera la proportion de simulations prédisant l'augmentation ou la diminution de chacun des nœuds sous une perturbation donnée. Ces proportions constitueront alors des mesures d'incertitude complémentaires à la matrice pondérée. Cette proportion indique l'influence des poids dans la prédiction, tandis que la matrice pondérée permet d'évaluer la proportion d'effets antagonistes s'exerçant sur le nœud considéré sous une perturbation donnée. Ces proportions seront déterminées pour l'évolution de chaque nœud mais aussi pour l'ensemble des combinaisons d'évolution des états écologiques de chacun des sites. Du fait de l'importance de la protection de l'environnement dans les objectifs de gestion des zones côtières (Boersma and Parrish, 1999), les combinaisons d'évolution des états écologiques de chacune des catégories de site seront étudiées. Avec trois catégories de sites (ROS) et deux tendances possibles (augmentation ou diminution de l'état écologique), huit combinaisons d'évolution de l'état écologique des sites sont possibles. On s'intéresse alors à identifier la proportion de simulations prédisant chacune des combinaisons possibles d'évolution de ces états écologiques afin de déterminer les combinaisons les plus probables.

Relations entre les poids des relations et les prédictions du modèle.

Catégorisation des poids des relations

Une simulation qui est fonction des poids associés à chacune de ses relations sera conservée à partir du moment où les conditions de stabilité sont respectées (voir la section Analyse de stabilité du modèle pour les détails de ces conditions). Dans le cas de modèles stables de signe, les poids associés à une relation pour l'ensemble des simulations seront distribués de manière uniforme (Figure VI-5). La distribution de ces poids peut, pour une relation donnée, être différente si on s'intéresse à un sous-ensemble de simulations partageant par exemple des prédictions d'évolution identiques d'un ou plusieurs nœuds. Ici, on regroupe les simulations qui, pour une perturbation donnée, prédisent une combinaison d'évolution de l'état écologique des sites identique et on étudie les distributions des poids de ses relations. On définit trois qualifications de relations en fonction de la distribution des poids qui leur sont associés (Figure VI-5). Ces relations sont alors qualifiées de « faibles », « fortes » ou « neutres » selon que la distribution des poids de la relation dans le sous-ensemble de simulations considéré tendent respectivement vers 0, 1 ou ne présente pas de tendance (Figure VI-5).

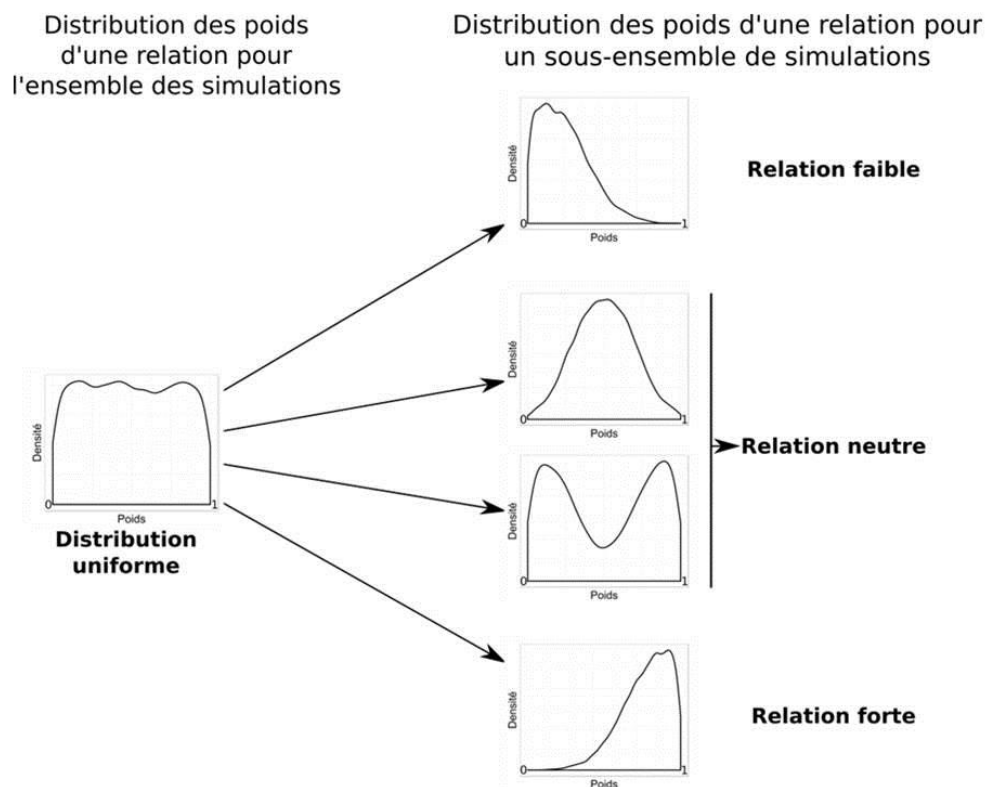


Figure VI-5: Classification des relations en fonction de la distribution des poids associés aux relations

Par le biais de cette qualification des relations il est possible d'associer une prédiction d'un modèle avec l'intensité d'expression (distribution des poids) d'une ou plusieurs relations. Par exemple, pour le modèle présenté dans la Figure VI-3, suivant une augmentation du nombre de bateaux dans les sites modernes, l'état écologique de ces sites peut augmenter si les relations d'impact ($-a_{4,1}$, $-a_{4,9}$, $-a_{4,8}$) sont exprimées faiblement et les relations relatives à la capacité de charge sociales ($-a_{1,1}$, $-a_{9,9}$, $-a_{8,8}$) sont exprimées fortement.

Ainsi, afin d'étudier les liens entre les combinaisons d'évolution des états écologique des sites et les poids des relations, les relations du modèle ont été catégorisées selon les processus présentés dans le

Tableau VI-1 et les catégories de site. Par exemple, il existe 2 relations relatives à l'impact dans les sites semi-modernes, tandis qu'elles sont au nombre de 3 dans les sites primitifs. Il est alors possible de décrire une relation selon son type (i.e. Impact), la catégorie de site associée (i.e. Site moderne) et pour un sous-ensemble de simulations, selon la distribution de ses poids en ne considérant que les relations fortes et les relations faibles.

Analyse statistique descriptive multivariée de la relation entre les poids des relations du modèles et l'évolution de l'état écologique des sites

Pour chaque scénario et combinaison d'évolution des états écologiques des sites, on identifie un nombre de relations en fonction de la distribution de ses poids (faible ou forte), de sa catégorie de processus du modèle DPSIR (i.e. Déplacement, Tableau VI-1) et de son site (i.e. Site moderne). Ensuite, à partir de ces informations, une analyse factorielle des correspondances est réalisée sur la matrice constituée en ligne des combinaisons d'évolution de l'état écologique des sites pour chacun des scénarios (e.g. augmentation de l'état écologique des sites modernes et baisse de l'état écologique des sites semi-modernes et primitifs pour le scénario S3) et en colonne le poids associé à un type de relation et une catégorie de site (e.g. relation forte des impacts dans les sites semi-modernes). Les éléments de cette matrice indiquent alors le nombre des relations du type correspondant en colonne menant à la combinaison d'évolution de l'état écologique des sites considérée en ligne. Celle-ci permet d'identifier les conditions d'application (poids des relations par type de relation et par catégorie de site) des prédictions obtenues pour chaque scénario. Ainsi, il est possible d'identifier les processus clés déterminant l'évolution des états écologiques des sites pour chaque scénario.

A partir des connaissances acquises sur la dynamique des usages récréatifs du Grand Nouméa (chapitres 1, 2 et 3), on a défini le nombre de relations par catégorie de processus, type de site et distribution de poids (faible ou forte) pour les conditions rencontrées dans le lagon du Grand Nouméa (Tableau VI-2). Ainsi il a été possible de positionner cette situation « actuelle » en rapport avec des situations théoriques en la projetant sur le plan factoriel. Ensuite les prédictions (i.e. évolution de l'état écologique de chacun des sites) les plus proches pour chacun des scénarios ont été identifiées à partir de la distance euclidienne des coordonnées de la situation « actuelle » du Grand Nouméa sur le plan. Cette démarche a pour but d'identifier les prédictions d'évolution les plus probables en prenant en compte les spécificités des usages récréatifs dans le lagon faisant face à Nouméa.

Tableau VI-2: Nombres de relations considérées par catégorie ROS, catégorie de relation et poids pour décrire le cas d'étude du grand Nouméa dans le modèle suite aux connaissances acquises dans les chapitres 1, 2 et 3 du manuscrit.

| Type de relation | Catégories de site | Poids | Nb | Description (voir chapitre 2 et 3) |
|--------------------------------------|---------------------------|--------------|-----------|---|
| Activité | Modernes | Fort | 2 | La pratique d'activités est importante dans ces sites |
| | Primitifs | Fort | 2 | |
| Débarquement | Modernes | Fort | 1 | Le débarquement sur les îlots concerne une proportion importante des plaisanciers |
| | Semi-mod | Fort | 1 | |
| | Primitifs | Fort | 1 | |
| Déplacement vers | Semi-mod | Fort | 2 | Les sites du grand Nouméa sont relativement proches et facilitent le déplacement des bateaux. On considère en plus le déplacement des usagers vers les sites semi-modernes du fait qu'ils sont aisément desservis par des taxi-boats. |
| | Primitifs | Fort | 1 | |
| Attractivité | Semi-mod | Fort | 2 | Concerne une part importante des usagers de ces sites |
| Capacité de charge sociale | Modernes | Faible | 2 | Les aménagements limitent l'effet de la capacité de charge de ces sites |
| | Semi-mod | Faible | 1 | Concerne plus particulièrement les usagers à terre car les plaisanciers ont tendance à éviter ces sites lors de forte fréquentation. |
| Capacité de charge écologique | Modernes | Faible | 1 | A ce jour, aucune étude ne démontre la limitation de l'état écologique des sites |
| | Semi-mod | Faible | 1 | |
| | Primitifs | Faible | 1 | |
| Impact | Moderne | Faible | 2 | Dans ces sites le comportement des usagers est relativement respectueux de l'environnement. |
| | Semi-mod | Faible | 2 | |

Les scénarios

On s'intéresse ici à 6 scénarios différents, définis lors d'une réunion avec la Direction de l'Environnement de la Province Sud, gestionnaire des espaces protégés du lagon du Grand Nouméa. Ces scénarios sont les suivants :

- 1- Avec l'augmentation de la démographie et du tourisme dans les zones côtières, on peut anticiper une intensification des usages récréatifs côtiers. C'est ce qui a été observé à Nouméa depuis une décennie avec une forte augmentation de la fréquentation des usagers du lagon (Gonson et al., 2016). Dans les années à venir, on peut s'attendre à la poursuite de cette augmentation en nombre de bateaux et d'usagers, et en particulier à ce que cette augmentation se concentre dans les sites de la catégorie « modernes » qui sont généralement les plus accessibles.
- 2- Face l'augmentation des usages côtiers, notamment la plaisance, les installations nautiques sont amenées à se développer. Afin de répondre à une augmentation de ce secteur en termes de places de stationnement pour les bateaux, les marinas et ports de plaisance constituent un moyen économiquement profitable favorisant l'ancrage et le développement d'un bassin d'activités économiques. Il est cependant intéressant d'identifier les répercussions sur l'environnement et les usages côtiers de telles installations afin de garantir leur durabilité. A Nouméa, un projet de construction de marina est à l'étude. Cette marina serait située à Dumbéa faisant des îlots Signal et Larégnère les plus proches de ce nouveau point d'accès à la mer. Si ce projet voit le jour, on peut s'attendre à une augmentation plus marquée de la fréquentation en nombre de bateaux dans les sites semi-modernes.
- 3- L'aménagement du littoral vise à augmenter la capacité d'accueil du littoral par la mise en place d'aménagements, la mise en valeur de ces espaces et la protection de l'environnement naturel. En augmentant la capacité d'accueil du littoral, on s'attend à ce que la densité d'usagers diminue dans les espaces déjà existants. La ville de Nouméa met en place un plan

d'aménagement du littoral visant à garantir la qualité environnementale du littoral et à le valoriser. Ce plan permet de proposer de nouveaux espaces littoraux pour accueillir des usagers récréatifs, notamment pour la baignade, ce qui pourrait constituer une solution de report vers ces espaces récréatifs, plus faciles d'accès, moins chers que les îlots pour les usagers ne possédant pas de bateau et ainsi diminuer le nombre de ces usagers dans les sites des catégories « modernes » et « semi-modernes », ainsi que sur les plages existantes à Nouméa.

- 4- Avec le réchauffement climatique, les épisodes de blanchissement des récifs coralliens ainsi que les événements climatiques extrêmes (i.e. cyclones) seront plus intenses et plus fréquents. Malheureusement, ces événements entraînent une dégradation des habitats et une mortalité du corail, conduisant à une perte de biodiversité. De plus, lorsqu'ils sont soumis à des pressions localisées, comme celles engendrées par les usages récréatifs (i.e. pêche, ancrage, piétinement), ces écosystèmes voient leur résilience diminuer (Francour, 1994; Molloy et al., 2009; Hughes et al., 2003, chapitre 4). Pour les gestionnaires, la possibilité de ces événements climatiques extrêmes mérite d'être considérée parmi les scénarios à tester.
- 5- Parmi les mesures de gestion à tester dans le modèle, on retrouve l'interdiction de pratiques impactantes ou la limitation de l'accès dans les sites dont la protection des écosystèmes est un but de gestion (Scénario 5 et 6 - [Tableau VI-3](#)).

Les scénarios de gestion retenus se traduisent en termes de perturbations dans le modèle que l'on peut anticiper sur la base des connaissances existantes ([Tableau VI-3](#)). A partir de ces scénarios, et pour chacune des simulations, une prédiction sur les évolutions des composants du modèle a été obtenue.

Tableau VI-3: Tableau des scénarios à tester et des inputs associés dans le modèle

| Scénarios testés | Perturbations dans le modèle |
|---|--|
| S1 (scénario contrôle) : Augmentation démographique | Perturbations positives sur le nombre de bateaux et d'usagers dans les sites modernes |
| S2 : Augmentation démographique + marina | Perturbations positives sur le nombre d'usagers dans les sites modernes et du nombre de bateaux dans les sites modernes et semi-modernes |
| S3 : Augmentation démographique + marina + aménagement du littoral | Perturbations positives sur le nombre de bateaux des sites modernes et semi-modernes |
| S4 : Augmentation démographique + événement climatique extrême | Perturbations positives sur le nombre de bateaux et d'usagers dans les sites modernes et Perturbations négatives sur l'état écologique de l'ensemble des sites |
| S5 : Augmentation démographique + limitation accès aux réserves naturelles | Perturbations positives sur le nombre de bateaux et d'usagers dans les sites modernes et Perturbations négatives sur le nombre de bateaux et d'usagers dans les sites semi-modernes |
| S6 : Augmentation démographique + limitation de la pêche dans les sites primitifs | Perturbations positives sur le nombre de bateaux et d'usagers dans les sites modernes et Perturbation négative sur le nombre de pêcheurs dans les sites primitifs |

Résultats

Stabilité du système et conditions initiales

L'ensemble des règles de stabilité qualitative (stabilité de signe) est respecté. Ceci est confirmé par le fait que toutes les simulations conduisent à un système stable. L'ensemble des simulations sont donc conservées. Il n'est donc pas nécessaire de définir de conditions de stabilité du système garantissant ainsi l'applicabilité du modèle quelle que soit l'importance relative des relations qui le compose. En répondant aux règles de stabilité au sens de Lyapunov, le modèle présenté est conforme aux modèles les plus communément rencontrés pour les systèmes naturels (Dambacher et al.2003).

Prédictions du modèle

Les évolutions des composants du modèle observées à partir des simulations diffèrent d'un scénario à l'autre avec, le plus souvent, des diagnostics ambigus (Figure VI-6 et Tableau VI-4). On considère qu'un diagnostic est ambigu si l'évolution du composant considéré est incertaine du fait d'une proportion importante de simulations prédisant des évolutions contradictoires. Dans cette étude on considèrera qu'un diagnostic est ambigu à partir d'un rapport de 30% / 70% de simulations prédisant évolutions différentes pour un nœud donné. A partir de l'analyse de la matrice des prédictions pondérées, un diagnostic sera ambigu pour une valeur inférieure à 50% (Dambacher et al., 2003) (voir section Analyse de stabilité du modèle).

État écologique des sites

L'évolution de l'état écologique des sites est généralement négative et lorsqu'elle ne l'est pas, les résultats sont ambigus (Figure VI-6 et Tableau VI-4). Cette diminution de l'état écologique s'explique par le fait que chaque scénario comprend une augmentation de la démographie et donc des pressions associées aux usages récréatifs.

Pour l'ensemble des scénarios, l'état écologique des sites modernes est affecté par un nombre plus important d'effets négatifs, avec un niveau de confiance élevé sur la base des poids de la matrice pondérée (Tableau VI-4). Cette tendance à la diminution de l'état écologique de ces sites est confirmée par la forte proportion de simulations prédisant une diminution de l'état écologique des sites modernes pour l'ensemble des scénarios. Cependant le scénario S3, seul scénario à ne pas considérer une augmentation du nombre d'utilisateurs dans ces sites, présente un nombre de simulations plus important prédisant une amélioration de l'état écologique des sites modernes (Tableau VI-5 et Figure VI-6). Ainsi, malgré une proportion de chemins et de boucles ayant un effet négatif sur l'état écologique, la seule augmentation du nombre de bateaux dans les sites modernes peut entraîner une diminution du nombre d'utilisateurs (Figure VI-6) et ainsi les pressions associées. Ceci est vraisemblablement associé à un débarquement faible et un dérangement important engendré sur deux sources d'impact (nombre d'utilisateurs et nombre de bateaux) pour l'état écologique par les activités de vitesse.

La proportion de simulations prédisant une évolution positive de l'état écologique des sites semi-modernes augmente de manière notable uniquement dans le cas d'une limitation de la fréquentation de ces sites (42%) (Figure VI-6). Il s'agit de l'unique scénario (scénario S5) pour lequel une prédiction qualitative de la diminution de l'état écologique est associée à une forte incertitude (Tableau VI-4). Ceci peut être lié au fait que, pour ce scénario, une proportion plus importante de simulations prédisent une diminution du nombre de bateaux et d'utilisateurs (41%) et donc des impacts. Ainsi, la proportion de

simulations prédisant une augmentation de l'état écologique des sites semi-modernes et primitifs est nettement supérieure (Tableau VI-5).

La proportion plus importante de simulations prédisant une augmentation de l'état écologique des sites primitifs entre les situations d'équilibre précédant et suivant une perturbation semble être associée à i) une diminution de l'attractivité de l'état écologique de ces sites dans le cas d'un événement climatique extrême (scénario S4 : augmentation démographique et événement climatique extrême), ii) à la baisse de sa fréquentation du fait de la diminution du déplacement des usagers et des bateaux provenant des sites semi-modernes pour le scénario S5 (augmentation démographique et limitation de la fréquentation dans les sites semi-modernes) et iii) à la diminution du nombre de pêcheurs du fait de la limitation de cette activité pour le scénario S6. Pour l'ensemble de ces scénarios, les perturbations considérées mobilisent un nombre équivalent d'effets (boucles et chemins) négatifs et positifs sur l'état écologique de ces sites menant ainsi à une incertitude maximale vis à vis de cette évolution (Tableau VI-4). En effet dans ces scénarios, l'évolution de l'état écologique de ces sites dépend directement des poids des relations menant ainsi à une proportion de simulations prédisant une augmentation et une diminution de l'état écologique équivalentes (Figure VI-6).

Tableau VI-4: Prédications d'évolution des composants du modèle à partir de la matrice adjointe (Adj) et pondération de ces prédictions (W) en fonction du scénario avec S1 : augmentation de la démographie ; S2 : augmentation de la démographie + marina ; S3 : augmentation démographique + marina + aménagement du littoral ; S4 : augmentation démographique + événement climatique extrême ; S5 : augmentation démographique + limitation de l'accès aux réserves naturelles ; S6 : augmentation démographique + limitation de la pêche dans les sites primitifs. Les cases remplies en orange et bleues renseignent respectivement d'une prédiction d'augmentation ou de diminution pour le nœud et le scénario correspondant. Les pondérations de prédiction en gras renseignent d'un niveau de confiance $\geq 50\%$.

| | | Bm | Bp | Bs | Em | Ep | Es | Fp | Sm | Um | Up | Us |
|----|-----|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----|------------|-----------|----|----|
| S1 | Adj | 4 | 3 | 3 | -24 | -16 | -13 | 0 | 12 | 8 | 13 | 10 |
| | W | 33 | 16 | 16 | 60 | 25 | 68 | 0 | 100 | 50 | 29 | 38 |
| S2 | Adj | 4 | 11 | 11 | -24 | -32 | -21 | 0 | 12 | 8 | 21 | 10 |
| | W | 33 | 41 | 41 | 60 | 36 | 78 | 0 | 100 | 50 | 34 | 29 |
| S3 | Adj | 8 | 14 | 14 | -16 | -32 | -18 | 0 | 8 | 0 | 18 | 4 |
| | W | 100 | 70 | 70 | 67 | 50 | 90 | 0 | 100 | 0 | 41 | 17 |
| S4 | Adj | 4 | -1 | -1 | -40 | 0 | -17 | -16 | 12 | 8 | 1 | 2 |
| | W | 33 | 4 | 4 | 71 | 0 | 74 | 9 | 100 | 50 | 2 | 6 |
| S5 | Adj | 4 | -1 | -1 | -24 | 0 | -1 | 0 | 12 | 8 | 1 | 2 |
| | W | 33 | 3 | 3 | 60 | 0 | 3 | 0 | 100 | 50 | 1 | 5 |
| S6 | Adj | 4 | 3 | 3 | -24 | 0 | -13 | -16 | 12 | 8 | 13 | 10 |
| | W | 33 | 16 | 16 | 60 | 0 | 68 | 11 | 100 | 50 | 29 | 38 |

L'évolution de l'état des sites modernes semble principalement dépendre des perturbations l'affectant directement. Ainsi, seul le scénario impliquant une diminution du niveau d'usage de ces sites par l'aménagement du littoral présente une proportion plus importante de simulations conduisant à une augmentation de son état écologique notablement (Tableau VI-5). Ceci est aussi vrai pour les sites semi-modernes où seul le scénario impliquant une diminution du niveau d'usage de ces sites (limitation de l'accès aux sites semi-modernes pour le scénario S5) est associé à une proportion plus importante de simulations prédisant une augmentation de leur état écologique. Lorsqu'une perturbation dans le modèle limite les usages dans les sites primitifs (scénario S6), ces effets ne se ressentent que sur l'état écologique de ces sites, n'affectant pas celui des autres sites (Tableau VI-5). De plus l'état écologique des sites primitifs bénéficie aussi de perturbations entraînant une diminution du niveau

d'usage des sites modernes ou semi-modernes, ce qui se traduit par une augmentation de la proportion de simulations prédisant une augmentation de l'état écologique des sites primitifs.

Si l'on s'intéresse plus spécifiquement à la combinaison des prédictions de l'évolution des états écologiques des trois catégories de sites, on voit que pour l'ensemble des scénarios testés, la majorité des simulations prédisent une diminution de l'état écologique des sites modernes et semi modernes (Tableau VI-5). De plus parmi ces cas de figure, la majorité des simulations prédit aussi une diminution de l'état écologique des sites primitifs.

Tableau VI-5: Pourcentage de simulations en fonction de la combinaison de prédictions sur l'évolution de l'état écologique des sites modernes, semi-modernes, primitifs (Em, Es et Ep) par scénario. S1 : augmentation de la démographie ; S2 : augmentation de la démographie + marina ; S3 : augmentation démographique + marina + aménagement du littoral ; S4 : augmentation démographique + événement climatique extrême ; S5 : augmentation démographique + limitation de l'accès aux réserves naturelles ; S6 : augmentation démographique + limitation de la pêche dans les sites primitifs.

| Evolution attendue de l'état écologique par site | | | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 |
|--|-----|-----|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Em↑ | Es↑ | Ep↑ | 0 | < 0.1 | < 1 | < 0.1 | < 1 | < 0.1 |
| | | Ep↓ | 0 | 0 | < 1 | < 1 | < 1 | < 0.1 |
| | Es↓ | Ep↑ | < 1 | < 1 | 4 | < 1 | < 1 | < 1 |
| | | Ep↓ | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 |
| Em↓ | Es↑ | Ep↑ | < 1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | 32 | < 1 |
| | | Ep↓ | < 1 | < 0.1 | < 1 | < 1 | 9 | < 0.1 |
| | Es↓ | Ep↑ | 17 | 9 | 7 | 45 | 14 | 47 |
| | | Ep↓ | 82 | 90 | 82 | 53 | 43 | 51 |

Le scénario S2 (augmentation de la démographie et installation d'une marina) est le plus pessimiste avec 90% des simulations prédisant une diminution de l'état écologique de l'ensemble des catégories de sites. Les simulations des scénarios S5 et S6 prédisent dans des proportions non négligeables une augmentation uniquement de l'état écologique des sites primitifs avec respectivement 14 et 47% de simulation. De plus pour le scénario S5, 32% des simulations prédisent une augmentation de l'état écologique des sites semi-modernes et primitifs. A noter que ces scénarios sont les seuls considérant des mesures de gestion visant à diminuer les pressions soit dans les sites semi-modernes (scénario S5), soit dans les sites primitifs (scénario S6). Enfin pour 4% des simulations, le scénario S3, impliquant une diminution des usagers dans les sites modernes, il y aurait une augmentation de l'état écologique des sites modernes et primitifs.

Le scénario 5 correspond à la fois à celui présentant la mesure de gestion la plus radicale pour les usagers (limitation de l'accès dans les réserves naturelles très fréquentées) et celui qui présente un pourcentage de simulation (1/3) le plus important avec une amélioration de l'état écologique des sites semi-modernes et primitifs. Il s'agit du scénario, avec le scénario 6, qui considère une mesure de gestion visant à diminuer les pressions et qui présente le pourcentage de simulations le plus faible pour lesquelles les états écologiques de l'ensemble des sites diminuent (43% pour le scénario S5 et 51% pour le scénario S6).

Évolution de la fréquentation

La majeure partie des simulations (>80%) prédit une augmentation du nombre d'usagers et de bateaux pour l'ensemble des sites quel que soit le scénario considéré (Figure VI-6). On peut néanmoins noter des résultats ambigus pour l'évolution du nombre d'usagers dans les sites modernes et semi-modernes dans le scénario S3 (diminution de ces usagers prédit pour environ 40-50% des simulations). Ce scénario considère une diminution des usagers des sites modernes (aménagement du littoral) et peut expliquer la proportion la plus importante de simulations prédisant une diminution des usagers dans ces sites. En effet les perturbations considérées dans le scénario S3 entraînent un nombre équivalent d'effets positifs et négatifs sur le nombre d'usagers et donc une incertitude importante de la prédiction (Tableau VI-4) qui dépend donc fortement du poids des relations. La diminution du nombre d'usagers dans les sites semi-modernes pour le scénario 3 peut être associée à un moindre déplacement des usagers des sites modernes vers les sites semi-modernes. Ainsi l'incertitude associée à la prédiction du nombre d'usagers dans les sites semi-modernes est très importante (Tableau VI-4). Pour ce scénario, l'augmentation du nombre de bateaux pour l'ensemble des sites est associée à une faible incertitude (Tableau VI-4 et Figure VI-6). Cette augmentation entraîne une diminution de l'état écologique de ces sites et donc de leur attractivité pour les usagers.

On observe une incertitude plus importante de l'augmentation du nombre d'usagers dans les sites primitifs et semi-modernes pour les scénarios S4 (événement climatique extrême) et S5 (limitation d'accès aux sites semi-modernes) (Tableau VI-4). Il en résulte une proportion plus importante de simulations qui prédisent une diminution de ces usagers (environ 45-50% de simulations). Ceci peut s'expliquer par la plus faible attractivité des sites semi-modernes pour le scénario S4 et la perturbation négative du nombre d'usagers de ces sites associé au scénario S5. En conséquence, la diminution du nombre d'usagers dans les sites semi-modernes entraîne une baisse du déplacement de ces individus vers les sites primitifs.

Enfin, l'évolution du nombre de bateaux dans les sites primitifs et semi-modernes est aussi ambiguë pour les scénarios S1, S4, S5 et S6 (entre 70 et 45% de simulations prédisant une augmentation). De plus, pour ces scénarios, on observe un nombre plus important d'effets négatifs que positifs sur le nombre de bateaux mais associé à un niveau d'incertitude très important (Tableau VI-4). On remarque que les proportions de simulations prédisant une augmentation ou une diminution du nombre de bateaux est similaire entre les sites semi-modernes et les sites primitifs quel que soit le scénario considéré. Ceci souligne le lien qui existe entre les niveaux d'usage de ces sites du fait du déplacement des bateaux entre ces sites.

Par rapport à l'augmentation de la démographie seule (scénario S1), l'installation d'une marina (scénarios S2 et S3) augmente les chances de voir le nombre de bateaux évoluer positivement dans les sites semi-modernes et primitifs. Au contraire, la mise en œuvre de mesure de gestion restreignant les usages (scénario S5) ou la diminution de l'attractivité de l'état écologique des sites suivant un événement climatique extrême (scénario S4) augmente les chances de voir le nombre de bateaux dans les sites semi-modernes et primitifs diminuer.

Pratique d'activités spécifiques

L'ensemble des simulations et des scénarios prédisent une augmentation du nombre de pratiquants d'activité de vitesse dans les sites modernes (Figure VI-6 et Tableau VI-4), tandis que l'évolution du nombre de pêcheurs dans les sites primitifs est toujours ambiguë mais avec une majorité de simulations prédisant une diminution (~70%) pour les scénarios S4 et S6. L'ambiguïté d'évolution du nombre de pêcheurs est aussi mise en évidence par le fait qu'autant de boucles et chemins ont un effet

positif que négatif sur l'évolution de leur nombre. Pour le scénario S4, cette forte proportion de simulations prédisant une diminution peut être liée à la baisse de l'attractivité de l'état écologique des sites primitifs tandis que pour le scénario S6 cela est lié à la perturbation de gestion considérée (limitation de la pêche). Pour ces scénarios, les prédictions de diminution du nombre de pêcheurs sont associées à une très forte incertitude.

Prédictions associées à une absence de changements

Quel que soit le scénario considéré, peu de simulations prédisent la stabilité de l'un des composants du système au seuil choisi pour la caractériser (0.01). Le maximum est d'environ 5% pour le nombre de bateaux dans les sites primitifs et pour le scénario S5. Le nombre de bateaux particulièrement dans les sites primitifs présentent une plus forte probabilité d'évolution stable. Ceci peut être dû au fait que l'augmentation du niveau d'usage dans les sites primitifs implique des successions importantes de relations et de rétroactions antagonistes entre les composants affectés par la perturbation considérée dans l'ensemble des scénarios (augmentation du niveau d'usage dans les sites modernes) et le nombre de bateaux dans les sites primitifs. Par exemple le déplacement de bateaux dans les sites semi-modernes augmente l'effet négatif de la capacité de charge sociale sur ce nombre de bateaux. Il est intéressant de noter que le nombre de simulations prédisant une évolution stable des états écologiques des sites semi-modernes et primitifs est plus important dans le cas d'une diminution du niveau d'usage dans les sites semi-modernes. D'une part, la diminution du niveau d'usage dans les sites semi-modernes peut s'expliquer par l'existence une boucle de rétroaction négative faisant intervenir une diminution des impacts, améliorant l'état de l'écosystème, devenant ainsi plus attractif et augmentant alors le niveau d'usage et les impacts. D'autre part, la diminution de la fréquentation dans les sites semi-modernes limite le déplacement des usagers et des bateaux vers les sites primitifs du fait du dérangement associé à la fréquentation.

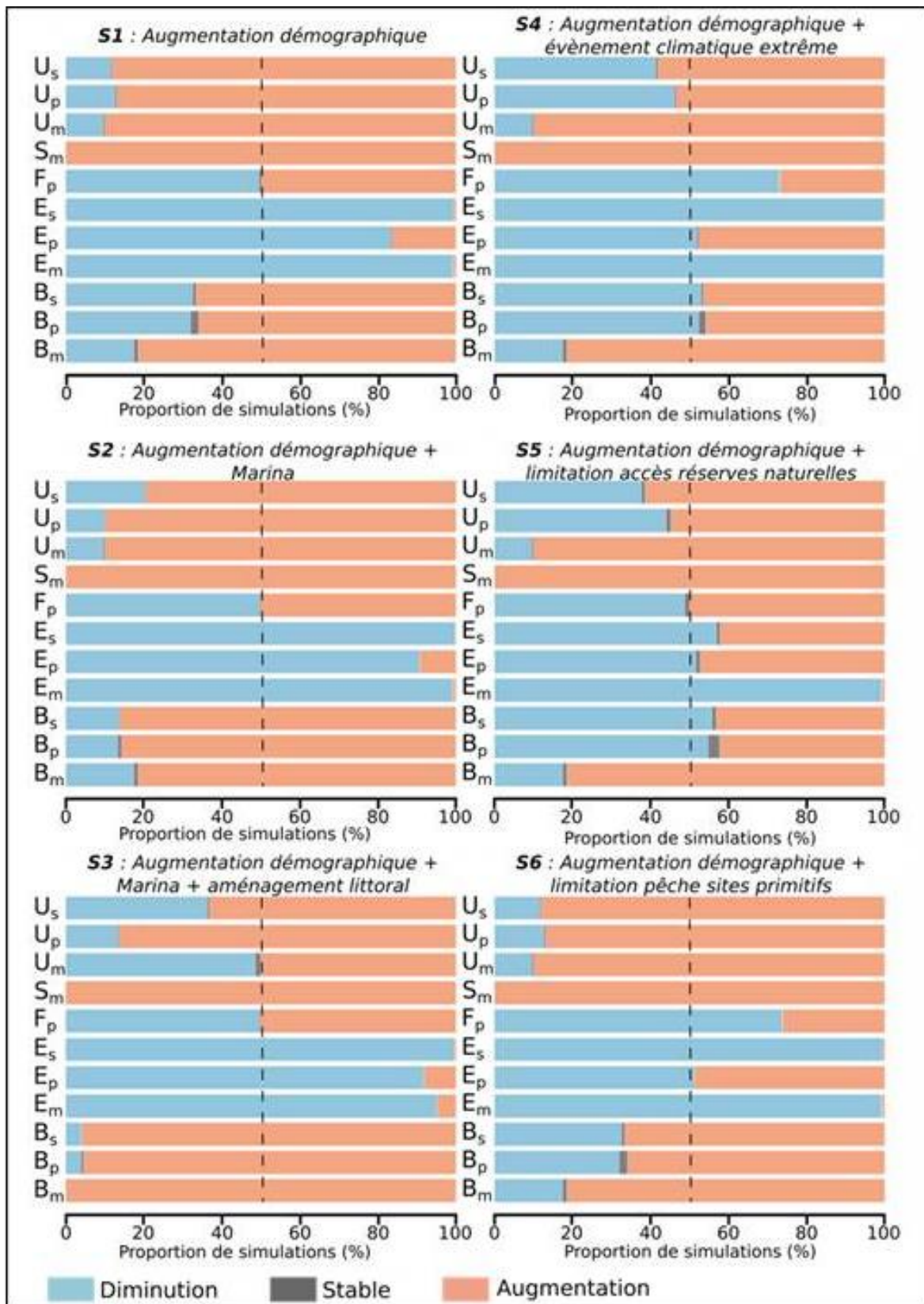


Figure VI-6: Pourcentage de simulation en fonction de leur prédiction vis à vis de l'évolution des composants du modèle pour chacun des scénarios définis. Les lignes verticales pointillées représentent 50% des simulations.

Relations entre les poids des relations et les prédictions du modèle.

Poids de relations favorables à la préservation de l'état écologique

A partir des distributions de poids associés à chaque relation, il est possible d'identifier les relations et boucles favorables à l'augmentation de l'état écologique des sites (Figure VI-7 et Figure VI-8). L'augmentation démographique est considérée dans l'ensemble des scénarios. Il est donc intéressant d'identifier les relations pour lesquelles l'état écologique des sites est préservé sous cette hypothèse. Parmi ces conditions, un faible débarquement des plaisanciers sur l'îlot dans les sites modernes et semi-modernes limite l'augmentation et la diversification des impacts. Malgré un faible effet de la capacité de charge sociale sur le nombre de bateaux et d'usagers dans les sites modernes, une forte pratique des activités de vitesse, fortement dérangeantes, permettrait alors de limiter la fréquentation. Ce dérangement amènerait alors à un déplacement des usagers des sites modernes vers les sites semi-modernes. Suivant cette hausse de la fréquentation, dans les sites semi-modernes, la baisse de l'état écologique de ces sites suite à une hausse de la fréquentation limiterait alors leur attractivité auprès des usagers et des plaisanciers. Cette rétroaction négative pourrait alors avoir un rôle de régulation des pressions associées à la fréquentation de ces sites.

L'augmentation de l'état écologique des sites ne dépend ni de relations fortes ni faibles dans les sites primitifs. L'état écologique des sites primitifs profiteraient alors des effets limitant la fréquentation des sites modernes et semi-modernes. De manière générale, la préservation de l'état écologique des sites modernes nécessite de considérer que la fréquentation des plaisanciers (scénario 2 et 3), des usagers (scénario 1 et 2) ou des activités de vitesse (scénarios 3, 4, 5 et 6) est associée à de faibles impacts. La présence et le développement des activités de vitesse jouent un rôle prépondérant pour la préservation de l'état écologique des sites modernes dans le modèle. En effet, ceux-ci limitent la fréquentation des plaisanciers et des usagers sur ces sites. Cette limitation de la fréquentation n'étant pas assurée par la capacité de charge sociale dans les sites modernes dont les poids sont faibles. Ce mécanisme apparaît alors intéressant si la gestion de cette activité permet qu'elle soit associée à un impact faible sur l'environnement naturel.

Dans l'ensemble des scénarios, l'importance du déplacement des usagers est fondamental puisqu'il détermine la diffusion des pressions. Le déplacement concerne les usagers ou les plaisanciers qui sont dérangés par le niveau d'usage et notamment les activités de vitesse. Cette association suppose donc d'une relation de cause à effet, le dérangement amenant à un déplacement. Néanmoins, dans le cas d'une limitation d'accès aux réserves naturelles, un fort dérangement associé à la présence des activités de vitesse dans les sites modernes n'est pas associé à un déplacement vers les sites semi-modernes. Ce faible déplacement s'explique d'une part par la limitation des usages dans les sites semi-modernes et d'autre part par l'absence de solutions de report des usagers et des plaisanciers des sites modernes vers les sites primitifs dans le modèle. Dans le cas d'une diminution du nombre d'usagers dans les sites modernes (scénario 3), la préservation de l'état des écosystèmes est associée à un fort déplacement des usagers jusque vers les sites primitifs. Ceci est assez surprenant d'autant plus que ces usagers ne sont pas associés à des relations d'impacts particulièrement faibles. Néanmoins dans ce cas, l'impact des plaisanciers doit être faible pour maintenir l'état écologique des sites semi-modernes tandis que cette même relation doit être importante pour limiter la fréquentation des usagers de ces sites (du fait de l'attractivité) et ainsi le déplacement vers les sites primitifs. De plus dans ces sites primitifs, une augmentation des usagers suivant un déplacement est alors associée à une faible pratique de la pêche et peu d'impacts de la part des plaisanciers limitant ainsi la dégradation de l'état écologique de ces sites.

Suite à une augmentation des usages dans les sites semi-modernes due à un déplacement (scénarios 1, 2, 3 et 6) ou résultant du scénario considéré (scénario 2 et 3), le nombre d'usagers et de plaisanciers peut être limité de deux manières : soit par l'atteinte de la capacité de charge sociale du site, soit par diminution de l'attractivité de l'état écologique pour les usagers et plaisanciers de ces sites pour lesquels cette caractéristique est particulièrement importante. L'une et/ou l'autre de ces limitations de la fréquentation des sites semi-modernes sont exprimées dans l'ensemble des scénarios.

Les sites primitifs sont les sites les moins touchés par l'augmentation de la démographie et peu de relations spécifiques à ces sites (ni poids fort ou ni poids faible) sont associées à une évolution positive de leur état écologique. Lorsque des poids spécifiques sont associés aux relations des sites primitifs (fort ou faible) ceux-ci impliquent des impacts faibles, une faible pratique de la pêche et/ou un effet important de la capacité de charge sociale. Ces relations s'expriment alors suivant un déplacement des usagers (scénario 3 et 6) ou alors suivant une limitation de la pêche ou de l'état écologique dans ces sites (scénario 4 et 6).

Selon le scénario, le poids associé à une relation peut être favorable à la préservation de l'état écologique d'un site mais être défavorable à un autre. On retrouve ces cas de figure pour les scénarios 3, 4, 5 et 6 (Figure VI-7 et Figure VI-8). Pour les scénarios 3 et 6 l'état écologique des sites primitifs profitent d'une baisse de la fréquentation des sites semi-modernes consécutive à une baisse de leur attractivité. Cependant cette baisse de fréquentation implique une détérioration de l'état écologique des sites semi-modernes en raison des relations d'impact associées à des poids forts. Ainsi les états écologiques de ces sites semblent négativement reliés. Le scénario 4 oppose l'évolution de l'état écologique des sites modernes et semi-modernes d'un côté ainsi que des sites semi-modernes et primitifs de l'autre. D'une part, les sites semi-modernes profitent d'une limitation du nombre de bateaux des sites modernes à cause d'un fort dérangement par les activités de vitesse, tandis que l'état écologique des sites modernes profite d'un nombre important d'usagers en bateaux dont la pratique d'activités de vitesse entraîne un dérangement qui limite le nombre d'usagers à terre sur l'îlot visitant ces sites. D'autre part, l'état écologique des sites primitifs profite d'une forte attractivité de l'état écologique des sites semi-modernes qui suite à une diminution de leur état (scénario 4) limite le nombre de plaisanciers dont le nombre entrainerait une diffusion de la fréquentation vers les sites primitifs.

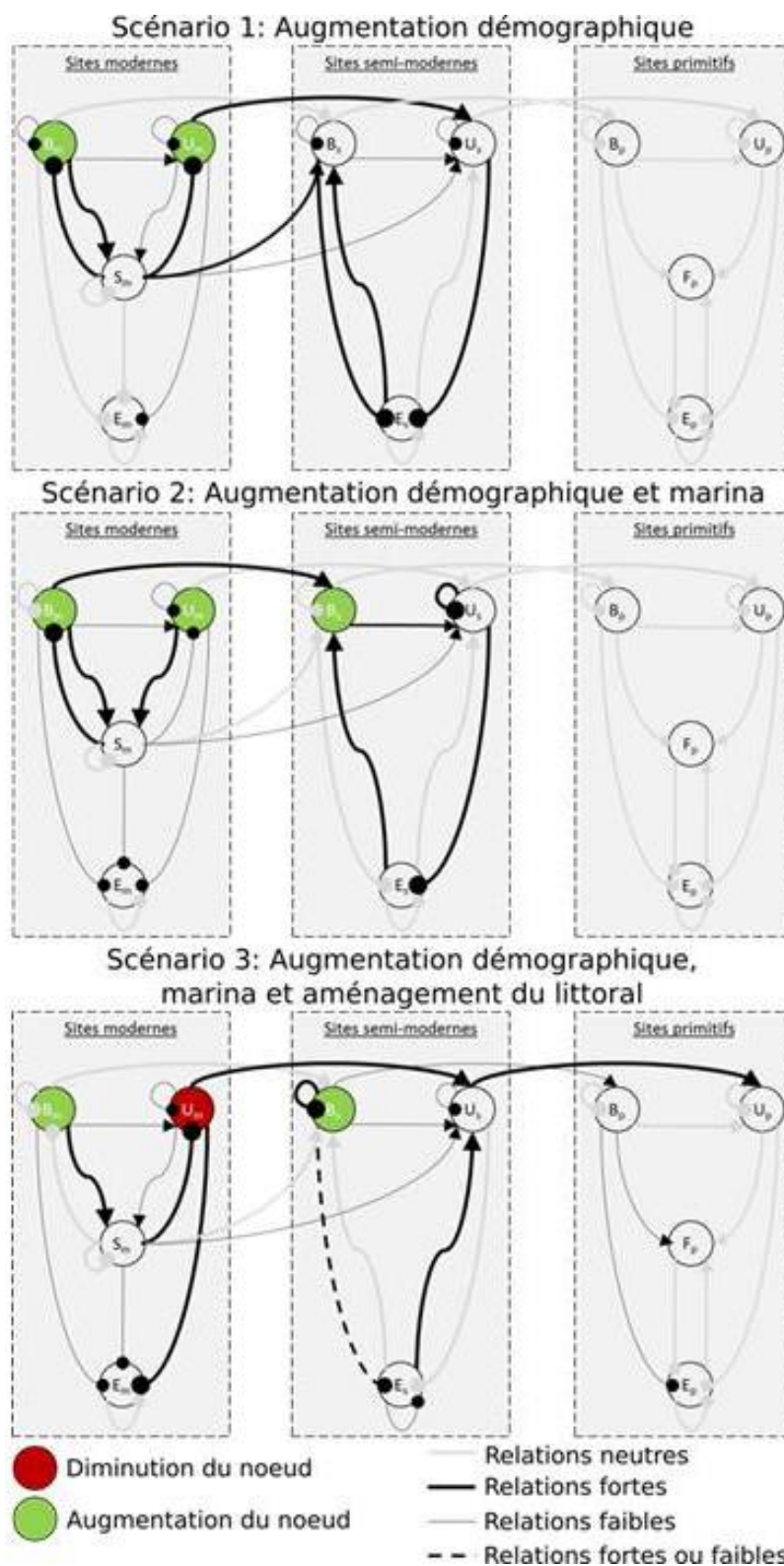


Figure VI-7: Illustrations de trois résultats du modèle représentant les poids de relations favorables à l'augmentation de l'état écologique des sites pour les scénarios 1, 2 et 3. Les relations sont représentées selon qu'elles sont associées à des poids forts (lignes épaisses), faibles (lignes fines), neutres (lignes grises) ou que les poids associé à la relation diffèrent entre l'évolution de l'état écologique des sites (lignes pointillées). Le remplissage des nœuds par une couleur indique la perturbation associée au scénario avec rouge pour une diminution et vert pour une augmentation.

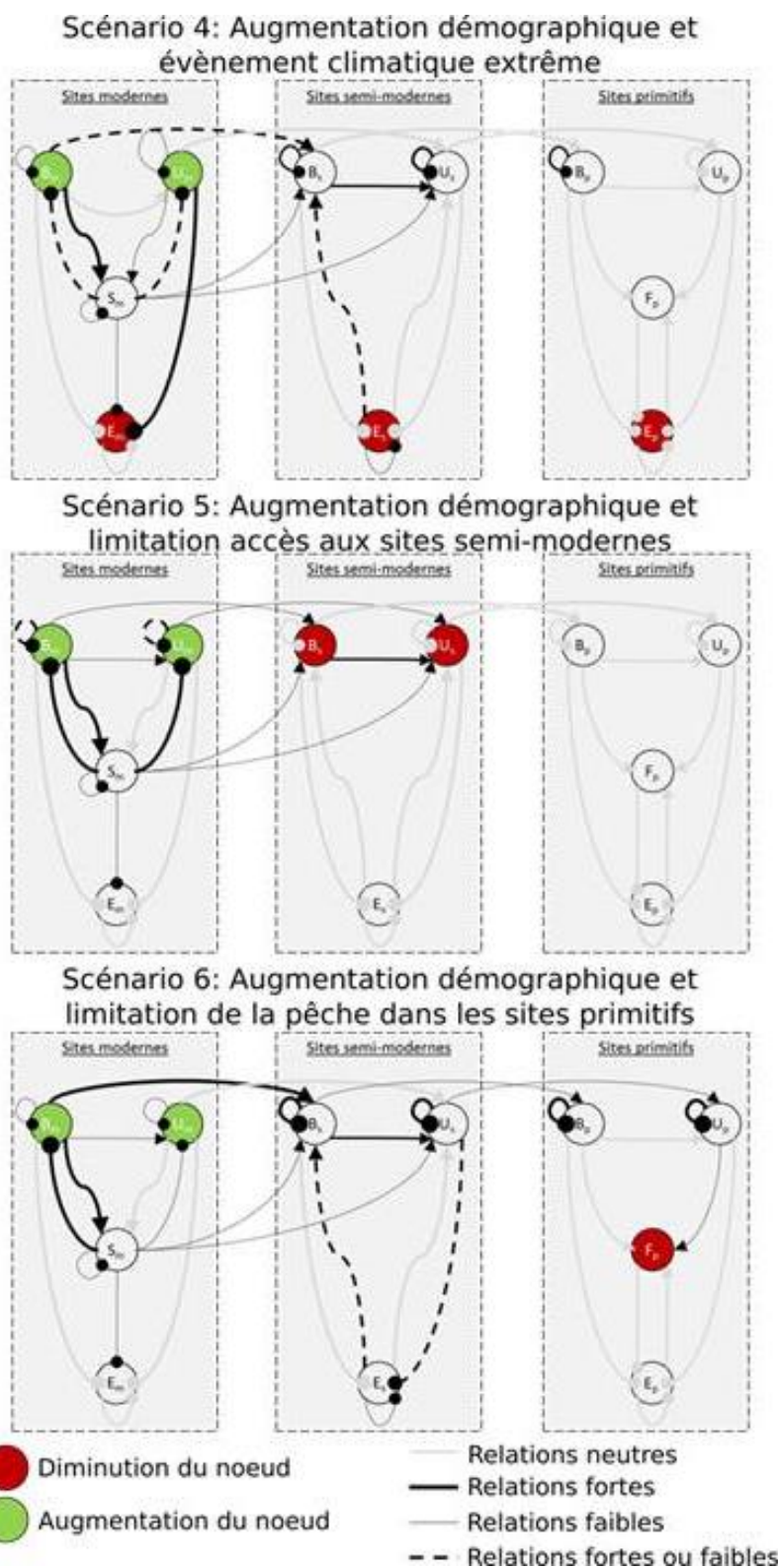


Figure VI-8: Illustrations de trois résultats du modèle représentant les poids de relations favorables à l'augmentation de l'état écologique des sites pour les scénarios 4,5 et 6. Les relations sont représentées selon qu'elles sont associées à des poids forts (lignes épaisses), faibles (lignes fines), neutres (lignes grises) ou que les poids associé à la relation diffèrent entre l'évolution de l'état écologique des sites (lignes pointillées). Le remplissage des nœuds par une couleur indique la perturbation associée au scénario avec rouge pour une diminution et vert pour une augmentation.

Relations entre prédictions du modèle

Les relations entre les prédictions et le poids des relations du modèle sont décrites à partir d'une analyse factorielle des correspondances sur le nombre de relations de la catégorie de site, le type de relation et son poids associées à une combinaison d'évolution des états écologiques des sites pour un scénario donné. Toutes les prédictions de combinaison d'évolution de l'état écologique ne sont pas représentées pour chaque scénario du fait d'un nombre trop peu important des simulations correspondantes pour identifier une distribution de ces poids (Tableau VI-5). Seul le scénario S5 (limitation de la fréquentation dans les sites semi-modernes) permet de considérer l'ensemble des combinaisons d'évolution de l'état écologique des sites dans l'analyse menée.

Le premier plan de l'analyse factorielle qui représente les prédictions associées à chaque scénario en fonction du poids des relations associées explique 39% de la variabilité du jeu de données (Figure VI-9). Le premier axe factoriel discrimine plus particulièrement les prédictions négatives des prédictions positives de l'état écologique des sites modernes tandis que le deuxième distingue les prédictions de l'état écologique des sites semi-modernes et primitifs en diminution, des prédictions où au moins un de ces états est en augmentation. Le nombre de relations moyennes relativement fortes ou faibles définissant chaque prédiction et scénario est de 12 (sd=4). Le nombre maximum de relations définissant une prédiction associée à un scénario est de 23 relations pour le scénario S6 qui prédit une augmentation de l'état écologique des sites modernes et primitifs tandis qu'une diminution pour les sites semi-modernes. Le nombre minimum de relations définissant une prédiction pour un scénario donné est de 6 et est relié au scénario 1 et une augmentation de l'état écologique dans les sites modernes et une diminution dans les sites semi-modernes et primitifs.

On observe généralement que des prédictions identiques sont proches sur le plan factoriel et sont donc associées à des poids de relations similaires quel que soit le scénario considéré. Ceci est particulièrement vrai pour les prédictions associées à l'état écologique des sites modernes. En effet, le débarquement est particulièrement associé à une diminution de l'état écologique de ces sites car il augmente et diversifie les pressions qui s'y exercent. Au contraire, des débarquements faibles et a fortiori un effet de la capacité de charge faible, seront favorables à une augmentation de l'état écologique des sites modernes. De manière plus surprenante, des relations d'impact, de pratique d'activité fortes et d'effet de la capacité de charge sociale alors que le niveau d'usage est faible pourront être associées à une augmentation de l'état écologique de ces sites.

L'évolution positive de l'état écologique des sites semi-modernes et des sites primitifs dépend plus des scénarios considérés que des poids des relations. Le détail de ces résultats est présenté dans les Figure VI-7 et Figure VI-8. Cependant, à partir de ce plan factoriel on peut d'ores et déjà voir que dans des cas de faible déplacement des usagers et des bateaux, la diminution de l'état écologique affectera un site de manière plus spécifique. De plus, une augmentation de l'état écologique des sites primitifs sera associée à une faible pratique de la pêche et une forte limitation de la fréquentation de ces sites par la capacité de charge sociale.

De manière générale, les prédictions les plus pessimistes (associées à une baisse de l'état écologique de l'ensemble des sites) correspondent à un déplacement important des usagers. Les pressions affectent alors l'ensemble des sites. Pour ces prédictions, la diminution de l'état écologique est associée à i) un débarquement important pour les sites modernes, ii) un important effet de la capacité de charge écologique malgré des impacts et une attractivité faibles, pour les sites semi-modernes ; et iii) un faible effet de la capacité de charge sur le niveau d'usage pour les sites primitifs.

Pour s'approcher des conditions rencontrées aujourd'hui dans le Grand Nouméa, il est nécessaire de définir des poids relatifs pour 20 relations du modèle. Parmi les relations devant être définies on retrouve par exemple la forte attractivité des sites semi-modernes pour les bateaux et les usagers. Ainsi il y a 2 relations fortes d'attractivité pour les sites semi-modernes pour définir le cas du Grand Nouméa et le projeter sur le plan factoriel. Les prédictions les plus proches sur le plan factoriel pour les scénarios 1 et 6, sont une amélioration de l'état écologique des sites semi-modernes et primitifs. Une diminution de cet état pour les sites modernes est la plus probable du fait de sa proximité avec le cas du Grand Nouméa sur le plan factoriel. De la même manière, les scénarios S2 et S5 seraient associés à une amélioration de l'état écologique uniquement dans les sites primitifs, tandis que cet état diminuerait dans les sites semi-modernes et modernes. Enfin les scénarios S3 et S4 impliqueraient une amélioration de l'état écologique uniquement dans les sites semi-modernes.

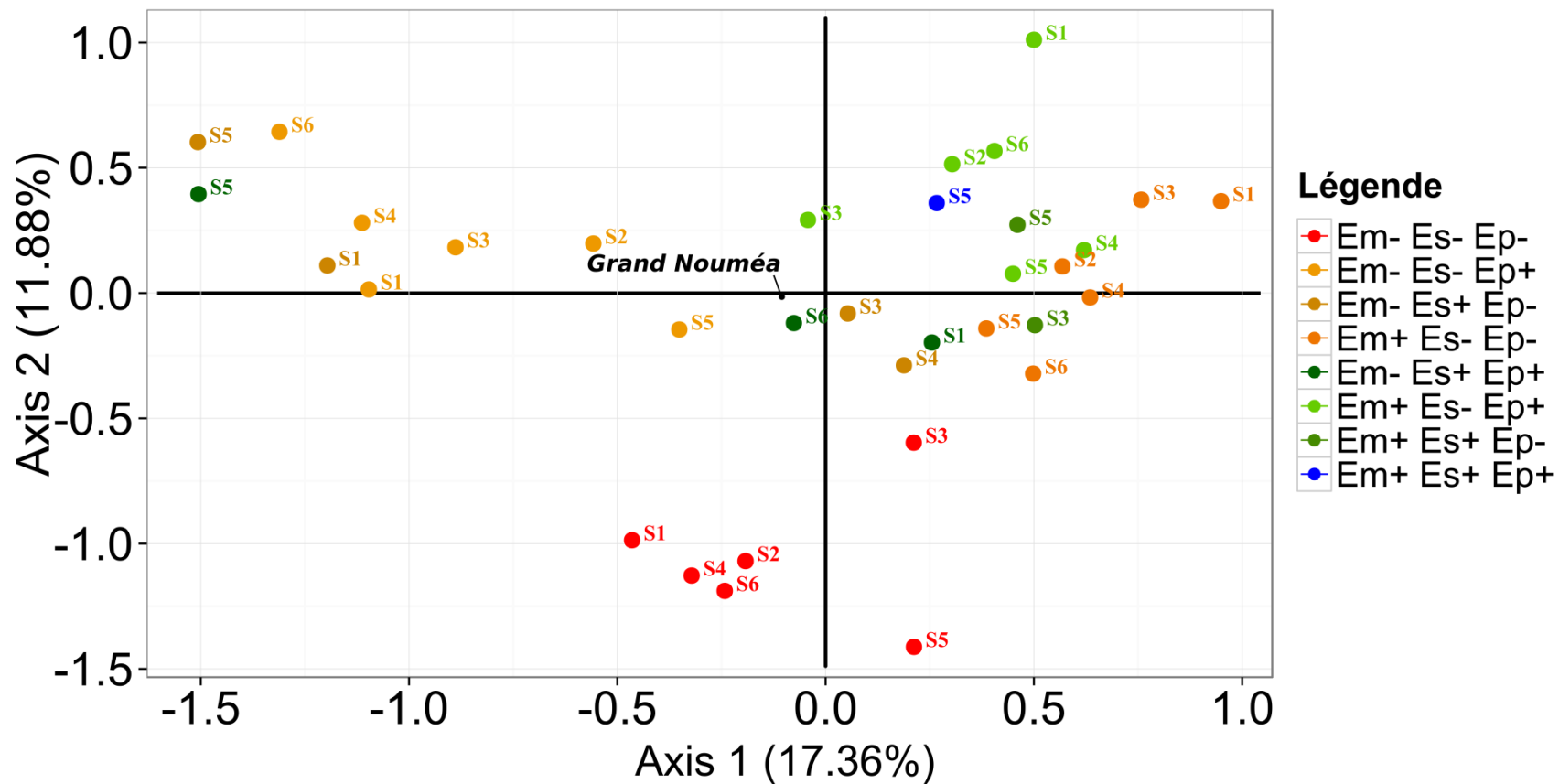


Figure VI-9: Plan factoriel de l'analyse factorielle des correspondances représentant les prédictions des états écologiques de chaque catégorie de sites et pour chaque scénario testé. Les prédictions de couleur bleues sont associées à une augmentation de l'état écologique des 3 catégories de sites, les vertes de 2 catégories de site, les oranges d'une catégorie de site tandis que les prédictions rouges sont associées à une diminution de l'état écologique de l'ensemble des sites. Le positionnement du cas du Grand Nouméa en fonction du poids des relations définies dans le Tableau VI-2 est représenté par un point noir. S1 : augmentation de la démographie ; S2 : augmentation de la démographie + marina ; S3 : augmentation démographique + marina + aménagement du littoral ; S4 : augmentation démographique + événement climatique extrême ; S5 : augmentation démographique + limitation de l'accès aux réserves naturelles ; S6 : augmentation démographique + limitation de la pêche dans les sites primitifs

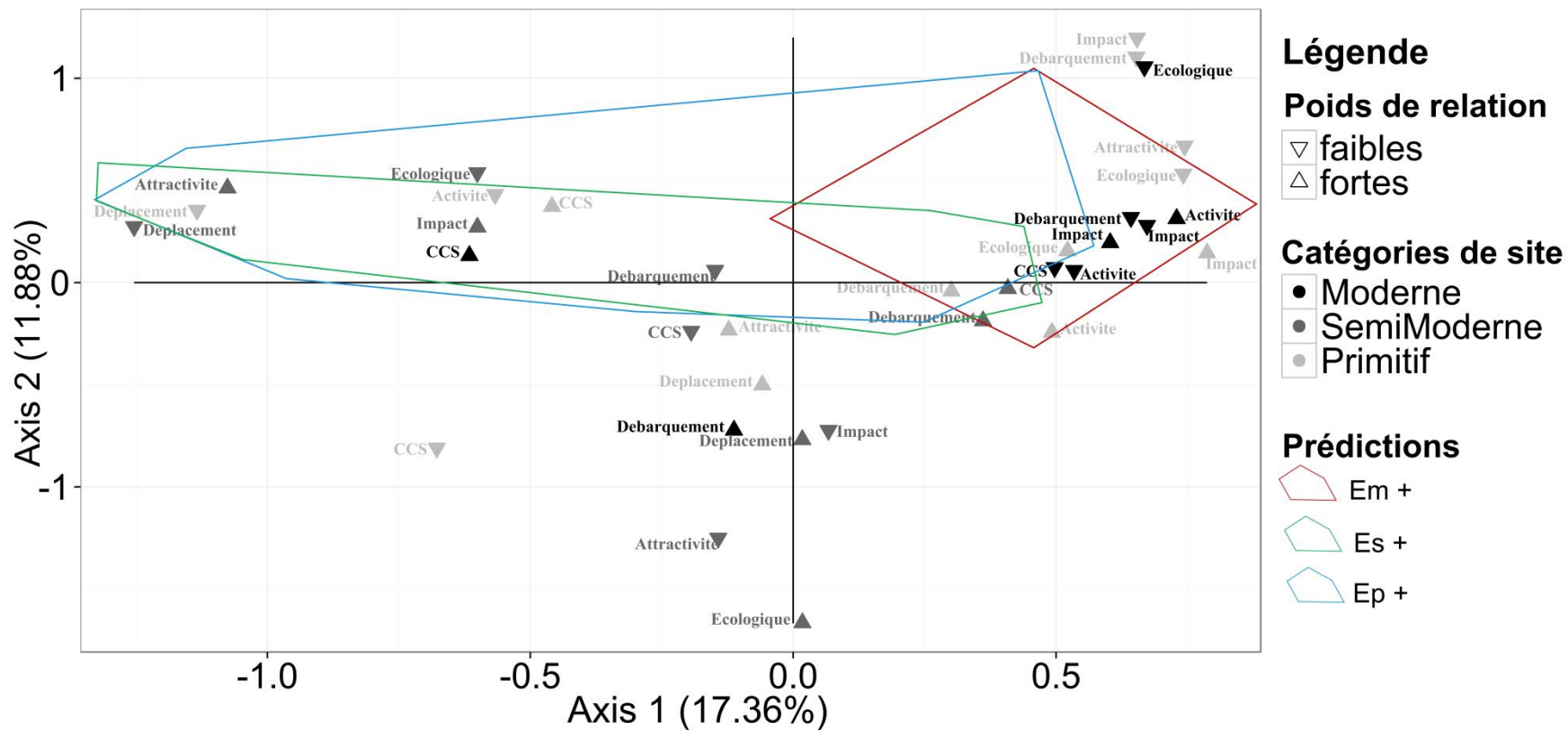


Figure VI-10: Plan factoriel de l'analyse factorielle des correspondances représentant les relations du modèle selon le type de relation (texte), la catégorie de site et le poids relatif de la relation. L'espace factoriel correspondant à une augmentation de l'état écologique des sites modernes (rouge), semi-modernes (vert) et primitifs (bleu) sont représentés par des polygones.

Discussion

Intérêt de la modélisation qualitative pour l'évaluation intégrée des zones côtières

A partir d'un modèle qualitatif, on a cherché à prédire l'évolution de l'état naturel d'un écosystème côtier en lien avec les usages récréatifs. Par cette approche, il a été possible de discuter de l'effet de mesures de gestion et de perturbations naturelles sur les composantes sociales et naturelles d'un écosystème côtier géré. Ce travail a été réalisé à partir de modèles qualitatifs qui peuvent être mis en œuvre même dans le cas où peu ou pas de données sont disponibles. Ce cas de figure est couramment rencontré dans les socio-écosystèmes, où les données sur les pressions et les forces motrices responsables de ces pressions sont souvent rares ou absentes (Halber et al., 2009). D'autres approches de modélisation ont été mises en œuvre dans ces cas, notamment la modélisation par réseau bayésien qui a été appliquée dans les environnements coralliens (Ban et al., 2014, Marre et al., 2010, Badie et al., 2011). Cependant cette approche ne permet pas de considérer de rétroaction dans le système alors que l'on a montré que celles-ci avaient un rôle important dans la répartition spatiale des pressions et donc sur l'état de l'écosystème. Le recours à des modèles permettant de générer des scénarios est particulièrement intéressant lorsque les usages se répartissent de manière complexe dans des grands espaces dont les objectifs de gestion incluent la congestion et ses effets biophysiques (Hendee and Dawson, 2002). Ainsi il a été possible d'évaluer l'effet de mesures de gestion sur les usages et l'état écologique des zones côtières. La prise en compte des usages dans l'évaluation de la dynamique des espaces côtiers permet d'identifier les causes de l'état des écosystèmes observés, de les relier à des pressions elles-mêmes influencées par des forces motrices, et donc d'identifier des réponses de gestion pour remédier aux impacts ou assurer la durabilité des usages. Cette étape de modélisation peut donc constituer un préalable à une gestion adaptative (Walters, 1997).

A partir de notre approche, il est possible de déterminer les processus associés à une diminution de l'état écologique. Les impacts associés à une augmentation de pression déterminent fortement l'évolution de l'état écologique des sites concernés par cette augmentation tandis que dans les autres sites le déplacement des usagers et des plaisanciers est prépondérant. Toutefois, les impacts écologiques des usages dépendent non pas seulement du nombre d'usagers mais aussi de leurs pratiques (voir chapitre 2 et 4). Ces impacts dépendent aussi de la vulnérabilité des composants de l'écosystème vis à vis des pressions considérées (voir chapitre 4). Par exemple, la vulnérabilité des récifs coralliens vis à vis du réchauffement climatique dépend à la fois des espèces (Middlebrook et al., 2010), de la localisation géographique et du taux de réchauffement (Berkelmans et al., 2004, Oliver et al., 2009).

La capacité de charge écologique (CCE) est une notion qui permet de définir un niveau de pression maximum pouvant être supporté pour un écosystème donné. La CCE s'est notamment avérée utile pour déterminer des niveaux de capture d'espèces halieutiques (Low et al., 1999, Doyen et al., 2007). Dans notre modèle, alors que la CCE affecte directement l'état écologique de l'ensemble des sites, celle-ci s'est avérée être déterminante uniquement pour les espaces pour lesquels la qualité environnementale est recherchée par les usagers récréatifs. Ceci peut s'expliquer par le fait que, dans ces cas, la capacité de charge écologique influe sur le niveau de pression, régulant ainsi les impacts qui y sont associés. Néanmoins, il est difficile d'estimer la capacité de charge écologique d'un site récréatif puisqu'elle dépend à la fois des habitats, des espèces, leurs relations et leurs vulnérabilités aux pressions considérées. En association avec la capacité de charge écologique, la capacité de charge sociale joue un rôle important de régulation de la fréquentation des usagers et du niveau de pression associé. L'effet de la congestion et donc du niveau d'usage sur la répartition spatiale des usagers et leur bien-être a déjà été démontré à partir de modèles (Leplat and Le Goff, 2007). Néanmoins, ici on a

montré que cette notion influe fortement sur l'état écologique des sites, du fait qu'elle structure les niveaux de pression associés aux usages récréatifs, leur répartition spatiale et donc les impacts potentiels.

Notre étude a montré l'importance des rétroactions sur la dynamique du socio-écosystème. Certaines activités, comme le jet-ski, peuvent être particulièrement dérangeantes (Widmer and Underwood, 2004) et entraîner une baisse de la fréquentation et ainsi des potentiels impacts associés. Dans le modèle étudié, la forte pratique d'activités de vitesse et son effet limitant sur la fréquentation est un mécanisme prépondérant pour le maintien de l'état écologique des sites concernés, ce qui peut sembler paradoxal de premier abord, étant donné que les activités motorisées (i.e. jet-ski) dans les zones côtières sont perçues comme étant parmi les plus impactantes sur l'environnement par les usagers (Priskin et al. 2003). Ainsi, une baisse d'attractivité de l'environnement naturel peut être plus liée à la présence d'activités perçues comme étant impactantes plutôt qu'à une réelle diminution de la qualité de l'état écologique. Ainsi, l'impact de ces activités doit être plus précisément évalué de manière à déterminer si son expansion permet la conservation de l'état écologique des sites récréatifs. Une autre rétroaction présentant un rôle important sur la répartition spatiale des pressions est liée au fait que la baisse de l'attractivité des espaces récréatifs diminue l'intensité des usages qui s'y exercent.

Conditions d'application du modèle et adaptabilité de la méthode

Le modèle présenté ici a été orienté de manière à permettre l'évaluation de la dynamique du socio-écosystème formé par la biodiversité et les usages dans un espace côtier géré. Bien que très spécifique au contexte de l'étude, les processus décrits dans le modèle sont également structurant des usages et de leurs effets sur l'état écologique dans les zones côtières gérées multi-usages en général. L'utilisation des classes ROS comme typologie des sites permet d'envisager l'application à d'autres cas d'étude puisque ce cadre catégorise les espaces récréatifs en fonction de l'intervention humaine et des activités et attentes des usagers. Le modèle peut être transposé dans d'autres contextes de gestion des usages récréatifs, car sa stabilité en conditions initiales ne dépend pas du poids des relations entre les composants du système. En hiérarchisant les relations du modèle grâce aux connaissances acquises à partir de données de suivi pour le lagon du Grand Nouméa, il a été possible d'éclairer les résultats du modèle et leur interprétation, au regard de la connaissance empirique des relations considérées dans le modèle. Ainsi, les évolutions les plus probables de l'état écologique des sites du Grand Nouméa ont pu être déterminées pour différents scénarios directement utiles à la gestion. La complémentarité de l'approche par modélisation et de l'approche empirique basée sur les données de terrain est donc évidente et pertinente.

Plusieurs processus clés n'ont pas été pris en compte dans ce modèle, le plus souvent par limitation du nombre de composants du système pouvant être géré au plan numérique. Parmi ceux-ci, la dynamique intrinsèque des écosystèmes n'a pas été prise en compte. Du reste, elle dépend de nombreux processus écologiques comme la compétition entre espèces, la biologie des espèces ou les interfaces terre-mer mal connus (Larocque, 2012) et dont la description en termes d'une relation unique serait hasardeuse.

De même, le modèle ignore la possibilité d'effets antagonistes ou synergiques entre pressions. Les effets écologiques de l'accumulation des pressions ne sont donc pas pris en compte. Là encore, bien que les impacts attendus de pressions spécifiques soient relativement bien connus (voir Davenport and Davenport, 2006 ; Whitfield and Becker, 2014 pour une revue), leurs accumulations le sont moins (Ban et al., 2014).

Conséquences des résultats pour les stratégies de gestion

Du fait de la catégorisation des espaces récréatifs utilisée ici (catégories ROS), 3 stratégies de gestion à moyen ou long terme peuvent être définies. Celles-ci dépendent des priorités et capacités des institutions en charge de la gestion de l'environnement.

La première stratégie est de concentrer l'augmentation des visiteurs dans un nombre de sites limité, subissant la majeure partie des pressions et limitant ainsi la diffusion de possibles impacts dans la zone côtière. On peut parler ici de stratégie de « canalisation de la fréquentation » aussi appelée « pot de miel » (Leplat and Le Goff, 2007). L'intérêt de cette stratégie est de canaliser les visiteurs pour mieux en circonscrire les impacts. Cependant cette approche nécessite de bien identifier la capacité de charge sociale du site et de l'augmenter si nécessaire (par ex. par des aménagements) afin de favoriser la durabilité des usages qui s'y exercent. La zonation des activités en fonction de leur dérangement apparaît ainsi comme une nécessité. Une telle stratégie doit s'accompagner d'actions d'information et de sensibilisation comme l'installation de panneaux d'information afin de limiter les pratiques associées à des impacts importants. Ceux-ci doivent être suffisamment clairs et positionnés aux points d'accès pour être efficaces (Martin et al., 2015). Sous cette stratégie de gestion, les aménagements peuvent permettre de diminuer les impacts tout comme augmenter la capacité de charge sociale du site. Du fait de la forte fréquentation de ces sites, on peut s'attendre à ce que l'augmentation des aménagements ne diminue pas la satisfaction des usagers. En effet, il est probable que ces usagers ne soient pas en quête d'une expérience « naturelle ». Cette stratégie se focaliserait sur les sites modernes.

La deuxième stratégie envisageable est de garantir un bon état écologique dans les sites gérés et peut être dénommée « concentration de la gestion ». Cette stratégie de gestion vise principalement à atteindre et maintenir un bon état écologique dans les AMP. Il s'agit généralement de conserver une abondance et une diversité d'espèces et d'habitats (e.g. Côté et al., 2001; Halpern, 2003; Michelli et al., 2004; Pelletier et al., 2005) afin que les effets de la gestion soient bénéfiques, y compris au-delà de la limite des AMP (Russ et al., 2004). Ce bon état écologique permet aussi de sensibiliser les usagers aux questions environnementales de par son exemplarité. La sensibilisation est de nature à augmenter le besoin d'expérience naturelle des usagers et peut donc renforcer l'attractivité de ces sites. La gestion des usages s'exerçant dans les AMP est donc une question essentielle pour cette stratégie de gestion de « concentration de la gestion », qui vise les sites semi-modernes. Si l'interdiction d'accès n'est pas souhaitable pour les espaces concernés, les pratiques doivent y être très encadrées et orientées vers la découverte de l'environnement naturel et la promotion de sa protection. Ceci permet notamment d'informer les usagers sur les actions de gestion mises en œuvre et sur les pratiques à respecter dans les AMP en particulier mais aussi dans l'environnement naturel de manière générale. Une forte fréquentation peut être perçue comme incompatible avec un environnement naturellement en bon état. Dans ce cas-là, la capacité de charge sociale dépend fortement de l'expérience « naturelle » recherchée. Ainsi les aménagements peuvent être envisageables selon que le bénéfice de leur installation par rapport à la baisse des pressions associée se justifie au regard de leur impact sur l'environnement et la satisfaction des usagers de vivre une expérience naturelle. Ainsi la finalité de protection de l'environnement naturel est respectée. Le risque de cette stratégie de gestion est de reporter les pressions au-delà des limites des AMP sans les diminuer. Dans une vision extrême, l'augmentation des contrastes entre des espaces très protégés en très bon état, et des espaces « sacrifiés » conduit à la fragmentation des habitats diminuant ainsi la biodiversité (Jackson and Sax, 2010), et ce en mesure de la connectivité entre les différents sites de l'écosystème.

La troisième stratégie envisageable serait l'augmentation de l'aire d'intervention effective des services de gestion sous la forme de réglementation (et donc d'une surveillance veillant à son application) dans

les sites primitifs. Cette stratégie est appelée « généralisation de la gestion » et peut ici être justifiée parce que l'ensemble des scénarios conduit vers une diminution de l'état écologique des sites primitifs. Sans changement de réglementation, ces sites pourraient voir leur état fortement diminuer du fait de l'augmentation des pressions (chapitre 2), d'une vulnérabilité des écosystèmes plus importante et d'une résilience, a priori moindre en raison du cumul de pressions et menaces. Bien que les signes d'impact ne soient pas actuellement évidents, ce cumul et la non-linéarité de la relation entre pression et état incitent à un encadrement plus strict des pratiques qui s'exercent sur ces sites primitifs, ainsi que des actions de sensibilisation pour promouvoir des usages durables. Les usagers fréquentant les sites primitifs recherchent une expérience de nature et dont la satisfaction est négativement influencée par les aménagements. Cette stratégie ne nécessiterait donc pas forcément un fort investissement, de plus elle présente l'intérêt de ne pas accroître les pressions dans les réserves du Grand Nouméa.

Ces stratégies de gestion ne sont pas antagonistes mais peuvent être complémentaires et être implémentées selon l'évolution de l'état écologique. Notre modèle peut ici aussi trouver une utilité en tant qu'outil d'aide à la décision.

Ces stratégies de gestion doivent s'adapter aux spécificités locales et aux pratiques des usagers. A long terme (par exemple sur un horizon de plus de 10 ans), leur application serait de plus facilitée par une gestion participative, qui favoriserait leur acceptation par les populations locales. Quelle que soit les stratégies retenues, l'implication des divers acteurs concernés (institutions locales, communauté scientifique, usagers, ...) est une condition pour le succès de la stratégie, et ce d'autant plus qu'on se place dans le cas d'une gestion intégrée et non sectorielle. L'organisation de la concertation pourrait s'accompagner de la mise en place de réseaux de suivi citoyens, qui permettrait de mieux répondre au besoin de données nécessaires aux approches écosystémiques et intégrées.

VII. Bilan et perspectives

Dans ce travail, nous avons cherché à apporter de connaissances utiles à la gestion des usages récréatifs en milieu côtier dans le modèle conceptuel DPSIR (Driver-Pressure-State-Impact-Response), et par des approches à la fois empirique et de modélisation. Des connaissances ont été acquises suite à l'analyse statistique d'indicateurs de suivi de la biodiversité et des usages d'une zone côtière multi-usage gérée, le lagon du Grand Nouméa en Nouvelle-Calédonie : distribution spatiale, évolution, relations entre des indicateurs sur la biodiversité et les usages. La modélisation a quant à elle offert la possibilité d'une approche systémique de notre sujet et apporter des informations utiles sur le fonctionnement du système étudié.

En guise de synthèse, nous rappelons les principaux résultats de ce travail, puis en présentons les perspectives en termes de recherche scientifique, mais aussi en lien avec la gestion de l'environnement côtier en Nouvelle-Calédonie, avant de conclure ce mémoire.

Résumé des principaux résultats

Suivant une augmentation des forces motrices comme la démographie ou le tourisme le nombre d'utilisateurs dans les espaces récréatifs côtiers augmente. L'analyse du cas des îlots coralliens face à la principale ville de Nouvelle-Calédonie (Nouméa), dont la plupart constitue un réseau d'AMP, a mis en évidence que la répartition hétérogène dans le temps et l'espace des utilisateurs se renforce, sur une période de huit ans (2005 à 2013), menant à des intensités importantes et parfois très localisées des pressions qui leur sont associées (Chapitre 1). D'autres facteurs que la démographie (non analysés dans ce travail), tels que le revenu des ménages, l'attractivité des activités récréatives côtières pour les résidents et non-résidents, et le développement des technologies du nautisme (i.e. matériaux, propulsion, outils de navigation), sont susceptibles d'entraîner une diversification et une modification des activités pratiquées par les utilisateurs, ainsi que d'affecter leur distribution spatiale.

Dans ce contexte d'augmentation des usages récréatifs en milieu marin, les utilisateurs se concentrent majoritairement dans les AMP proches du centre démographique, de par leur facilité d'accès en temps et en distance. Du fait des impacts sur l'environnement naturel associés aux usages récréatifs, l'identification d'un équilibre entre l'accueil des visiteurs et la protection de l'état écologique des AMPs est un enjeu de plus en plus important qui nécessite une régulation des usages et des espaces.

Les usages récréatifs dans les environnements naturels d'extérieur et particulièrement dans les aires protégées sont assez peu étudiés par rapport aux dimensions écologiques (Monz et al., 2010) surtout dans les espaces côtiers et marins (Ormsby et al., 2004) mais la nécessité de ces recherches est de plus en plus flagrante au regard des enjeux actuels de la planète. La relative rareté des études est principalement expliquée par le manque de moyens financiers accordés aux recherches appliquées dans ce domaine (Monz et al., 2010). Cette recherche se rattache à des projets qui ont heureusement pu bénéficier de ressources pour enclencher ce type d'études grâce à la collecte de données de terrain. Dans le présent travail on s'est attaché à identifier les facteurs structurant les usages récréatifs dans les espaces côtiers gérés et à identifier des indicateurs pour suivre ces usages dans le temps.

Les usagers qui ont été considérés dans ce travail de recherche peuvent être qualifiés de visiteurs selon la terminologie des sciences du tourisme puisqu'ils se rendent hors de leur environnement habituel⁵. Ces visiteurs fréquentent les espaces côtiers afin de satisfaire une expérience recherchée (chapitre 2) qui dans le cas des usagers récréatif concerne la pratique de loisirs. Ces loisirs peuvent être spécifiques et mono-activité (i.e. kite-surf, plongée sous-marine), nécessitant alors des services (clubs de plongée, location de moyens navigants, etc.), des aménagements ou des configurations de site adaptés aux usagers concernés. Néanmoins, les usagers peuvent aussi rechercher une expérience plus générique, comme la baignade et/ou multiple comme les usagers pratiquant plusieurs activités. Ces usagers investissent alors l'espace de manière plus diffuse et plus aléatoire. Néanmoins, on a montré que l'ensemble des usagers se distribuait sur la zone d'étude en fonction de leurs pratiques, soit le type d'activités pratiquées (e.g. pêche, activité de vitesse) combiné aux comportements associés (e.g. localisation de la pratique de la pêche et des activités de vitesse). Les résultats montrent que les catégories du Recreational Opportunity Spectrum (ROS) proposées par Clark and Stankey (1979), définies sur la base de l'importance d'une intervention humaine dans un espace (cette intervention s'exprimant par exemple par la réglementation, la fréquentation et/ou les aménagements), expliquent la répartition spatiale des usagers récréatifs ainsi que leurs pratiques, et donc les pressions associées. Ainsi, les mesures de gestion s'appliquant aux espaces fréquentés déterminent les pratiques qui y sont observées, bien que l'accessibilité du site soit le critère le plus explicatif de son niveau de fréquentation (avec des nuances en fonction des types de bateau) (chapitre 2). De ce fait, la localisation des infrastructures nautiques sur le littoral, notamment les rampes de mise à l'eau ou les marinas, influe fortement la répartition spatiale des usagers et donc les pressions associées. Malgré l'attrait des sites accessibles, un niveau de fréquentation important peut être perçu négativement par les usagers, et les inciter à se rendre sur des sites plus éloignés. Ce déplacement, lié à la capacité de charge sociale des sites, implique alors une sortie plus longue, ou signifie à moyen terme que ces usagers se dotent de moyens navigants plus performants (i.e. vitesse, autonomie). Cette forte mobilité est surtout observée durant les vacances et les week-ends prolongés où l'espace côtier fréquenté par les usagers récréatifs est plus étendu (résultats non détaillés dans ce mémoire). Au final, la diffusion des pressions associées aux usages récréatifs dépend fortement du déplacement des usagers percevant la fréquentation de manière plus négative et cherchant à améliorer leur expérience de ce point de vue (chapitre 3). Comme souligné plus haut, cette mobilité dépend de la capacité des usagers à se rendre sur des sites moins accessibles et donc moins fréquentés. Cette capacité dépend directement du moyen navigant notamment du moyen de propulsion (motorisation, voilier) des embarcations déterminant la distance pouvant être parcourus par les usagers mais aussi de la taille de ces embarcations qui déterminent l'autonomie des usagers et donc la durée potentielle de leur sortie. Enfin l'offre de taxi-boat détermine la répartition spatiale des usagers ne possédant pas de moyen navigant.

La capacité de charge sociale doit être mesurée pour évaluer la durabilité des usages sur un site récréatif donné. A partir de données de comptages et de questionnaires réalisés auprès des usagers, il a été possible d'évaluer la capacité de charge sociale de sites récréatifs côtiers face à Nouméa. Cette capacité de charge sociale s'avère fortement liée aux catégories ROS, puisque l'intensité de la fréquentation est prise en compte dans la définition de ces catégories et que les usagers anticipent le niveau d'usage des sites en se basant sur leurs expériences passés.

Les pressions associées aux usages récréatifs, qu'elles soient reliées à des pratiques particulières (i.e. pêche) ou résultant de ces pratiques (i.e. dérangement) entraînent des impacts sur les habitats et les

⁵ Selon le L'Organisation Mondiale du Tourisme où l'environnement habituel correspond aux lieux fréquentés quotidiennement comme le lieu de travail et le domicile.

espèces côtières (chapitre 4). Nous avons ainsi mis en évidence une baisse de la diversité des habitats marins particulièrement sensibles aux pressions physiques et la raréfaction dans les zones les plus fréquentées des espèces les plus sensibles au dérangement par la fréquentation, ce qui se traduit par une modification de la structure des peuplements de poisson. Bien que les impacts dus aux usages récréatifs ont été largement évoqués dans la littérature scientifique (voir Davenport and Davenport, 2006 ; Whitfield and Becker, 2014 pour une revue de ces effets), les données utilisées ici n'ont pas mis en évidence des impacts significatifs pour une majorité d'indicateurs du point de vue statistique. L'absence de corrélation directe entre indicateurs de pression et indicateurs calculés à partir de l'ichtyofaune, peut tenir à plusieurs raisons : i) les indicateurs de l'ichtyofaune présentent naturellement une forte variabilité spatiale et temporelle, ii) de par la mobilité des espèces, ils répondent de manière moins directe à la pression locale, à l'inverse des organismes fixés (corail) ; iii) l'indicateur de pression se réfère à une situation contemporaine alors que l'état écologique est probablement la résultante d'une accumulation de pressions de natures différentes au cours des années ; iv) d'un niveau d'usage relativement important dans l'ensemble de la zone d'étude et donc d'un manque de contraste dans les données ; v) de l'âge des AMPs, mises en place depuis de nombreuses années avant les observations prises en compte ici, les effets de la protection s'exportant en dehors des limites des AMP.

A partir d'un modèle qualitatif, il a été possible de simuler l'évolution des usages et de l'état de la biodiversité en fonction de scénarios incluant des perturbations anthropiques, naturelles et des mesures de gestion (chapitre 5). Ce modèle peut servir dans le cadre d'une gestion adaptative active (Walters 1997). En effet, il permettrait d'anticiper les effets de mesures de gestion sur la dynamique du système, notamment sur les pressions et sur l'état de la biodiversité (Childress 2002) et constituerait ainsi un support d'aide à la décision (Pidd 2010). La construction de ce modèle a été facilitée en amont par l'étude des relations entre les composants d'un modèle conceptuel Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) adapté au contexte de la gestion des usages récréatifs en milieu côtier. Les résultats montrent l'importance de la capacité de charge sociale et de l'attractivité de la qualité environnementale sur l'évolution des pressions associées aux usages récréatifs. De plus, la formalisation des espaces récréatifs selon le Recreational Opportunity Spectrum (ROS) s'est avérée utile pour décrire la dynamique des usages des zones côtières et identifier des stratégies de gestion appropriées à chaque type d'espace récréatif, et ce en fonction de différents scénarios concernant les forces motrices et la gestion. Les usages et donc l'état écologique des espaces récréatifs sont affectés différemment selon la catégorie ROS à laquelle ils appartiennent. Ces différences sont néanmoins dépendantes des effets de rétroaction (e.g. baisse de l'attractivité d'un site) existants à l'échelle de chaque espace récréatif. Ainsi, les stratégies de gestion à mettre en œuvre ont été formalisées en fonction de ces catégories ROS.

Perspectives

Diversifier les pressions étudiées et raisonner à l'échelle du pays.

En termes de recherche, l'intensification et la diversification des pressions dues aux usagers récréatifs en milieu marin et au développement démographique des zones côtières, doivent être étudiées pour les comprendre ainsi que leurs relations, et elles doivent être suivies afin de favoriser la Gestion Intégrée de la Zone Côtière. Le cas de la Nouvelle-Calédonie se prête remarquablement à ce projet de GIZC, comme déjà souligné antérieurement par David et al. (2010) et a fortiori la zone côtière du Grand Nouméa. Cette démarche nécessite néanmoins l'implication des différentes parties prenantes (Reis et al., 2014), qu'il s'agisse d'acteurs du développement, ayant un rôle dans le devenir de l'état de l'environnement marin (e.g. le port autonome, les industries minières et les acteurs de l'urbanisation), ou d'acteurs dépendant de cet environnement naturel (e.g. opérateurs touristiques, opérateurs de plongée,...). Les acteurs de l'environnement marin ont le plus souvent des opinions divergentes vis-à-vis de la gestion de cet environnement marin, liées à des intérêts différents (Himes, 2007 ; Mangi and Austen, 2008, Abecasis et al., 2013). Des processus de concertation sont donc nécessaires ainsi que des espaces d'échanges d'informations. En raison de ces conflits d'intérêt et divergences de représentations, des méthodes comme la modélisation d'accompagnement ont été développées (Voinov and Bousquet, 2010). L'intérêt de ce type de modélisation est de fédérer des acteurs autour d'un projet commun de gestion de l'environnement naturel et de faciliter les échanges entre ces acteurs, l'acceptation de tout projet de gestion tel qu'une AMP étant essentielle à sa réussite (Thomassin, 2011).

La mise en œuvre d'une GIZC nécessite néanmoins que les acteurs soient représentés et organisés (Reis et al., 2014). En Nouvelle-Calédonie, suite à l'inscription au patrimoine mondial de l'UNESCO des lagons de Nouvelle-Calédonie en 2008, les conditions économiques, sociales et les enjeux de gestion étaient jugés comme favorables à la mise en œuvre d'une GIZC. En 2014, la création du Parc Marin de la Mer de Corail s'est accompagnée de la mise en place d'un comité de gestion réunissant l'ensemble des acteurs. Par ailleurs, les professionnels du secteur maritime au sens large se sont fédérés sous la forme d'un cluster maritime. Le développement du tourisme est désormais un objectif majeur affiché par les institutions Calédoniennes, avec de fortes ambitions en termes de chiffres pour les prochaines années. Cette évolutivité du contexte socio-économique lié à la mer montre que les usages récréatifs des lagons ainsi que d'autres pressions affectant les espaces côtiers sont en pleine évolution et surtout en augmentation, avec des enjeux à la fois de préservation et de développement économiques qui complexifient la gestion de l'espace lagunaire. L'outil GIZC pourrait utilement être mis en œuvre dans ce contexte.

Dans notre travail, les usagers récréatifs sont essentiellement des résidents des zones littorales, qui se distinguent des touristes (non-résidents par définition) (chapitre 2). Dans des zones côtières gérées, des études ont été menées sur les attitudes et perceptions des touristes vis à vis de la gestion (Petrosillo et al., 2007, Desrochers et al., 2014), sur la capacité de charge des espaces récréatifs pour les touristes (Coccosis et al., 2001, Navarro-Jurado et al., 2012), sur leur perception de l'impact environnemental des usages récréatifs (Priskin, 2003), ainsi que sur leurs comportements de pêche (Solstrand and Gressnes, 2014). Cependant, à notre connaissance, aucune étude ne s'est intéressée plus précisément aux relations entre ces touristes et les usagers récréatifs ou autres résidents des espaces côtiers, par rapport à leurs attentes vis-à-vis de la destination touristique choisie. Mieux comprendre ces relations permettrait d'orienter le développement du tourisme afin de garantir sa durabilité en évitant les conflits pouvant survenir entre ces populations ou entre les acteurs impliqués de part et d'autre. Par exemple,

dans la province des Iles Loyauté, le nombre de croisiéristes débarquant sur les îles de Lifou et Maré est de plus en plus important. Cette forme particulière de tourisme devrait faire l'objet d'étude sur les impacts sociaux affectant les populations mais aussi la manière dont ces touristes sont perçus par ces populations, ainsi que la répartition des coûts et des bénéfices entre les acteurs locaux.

Le tourisme représente de plus en plus une part importante de l'économie des zones littorales et côtières. Cependant, résidents et non-résidents ont nécessairement des pratiques, des attentes différentes quelle que soit l'activité pratiquée, et ont certainement des rapports distincts aux espaces fréquentés. Dans un contexte où la pression des usages récréatifs et du tourisme est grandissante sur la plupart des littoraux, une meilleure connaissance de la demande et des comportements vis-à-vis des espaces côtiers permettrait de mieux préserver les conditions biophysiques des zones littorales et côtières, de garantir la satisfaction de l'ensemble des usagers et de limiter les conflits.

Dans cette étude, nous avons estimé la proportion d'usagers déclarant que les aménagements et la qualité environnementale influent sur le choix de l'espace récréatif qu'ils fréquentent. Très souvent, ce type de donnée est inconnu avant la mise en place d'une AMP ou avant de procéder à des aménagements. Par conséquent, par manque d'évaluation initiale avant action, il est impossible de déterminer si ces actions de gestion ont une influence sur la répartition spatiale des usagers ou sur la satisfaction associée à l'expérience recherchée par les usagers. Le fait de ne pas disposer d'observations antérieures à une intervention, qu'elle soit un aménagement impactant ou une mesure de gestion, est problématique pour évaluer les effets attendus de cette intervention sur l'état écologique (Stewart-Oaten and Bence 2001 ; Pelletier et al., 2008 ; Miller and Gruss, 2014). Cette question se pose de la même manière en matière de suivi des usages et de la satisfaction des usagers dans les espaces côtiers gérés. Le suivi de ces effets dans le temps, par rapport à des études de référence, permet de suivre les tendances des indicateurs et de favoriser une gestion adaptative permettant d'orienter les ressources humaines et financières des organismes en charge de la gestion des zones côtières. Rappelons que ce type de suivi concerne aussi bien les effets des mesures de gestion sur l'environnement naturel (i.e. habitats, population d'oiseaux côtiers) que sur les usagers (i.e. répartition spatiale, pratiques). En effet, les AMP ont des objectifs de conservation, mais aussi de développement durable des usages et d'acceptation sociale (Pelletier et al. 2011).

Comme cette étude, les travaux menés sur les usages récréatifs en Nouvelle-Calédonie se concentrent essentiellement dans le lagon du Grand Nouméa de par l'antériorité des réserves marines et des actions de protection et de surveillance des lagons mises en place depuis longtemps par la Province Sud. Dans cette zone côtière, les usages récréatifs sont particulièrement importants relativement aux autres usages directs du lagon et justifient donc le focus de la présente étude sur ces usagers. Cependant, les usages s'exercent dans l'ensemble des lagons côtiers de Nouvelle-Calédonie, bien que de manière très hétérogène. Dans les grands lagons nord et sud de la Grande Terre, la pêche lagonaire professionnelle est dominante. En Province Nord, certaines zones connaissent une activité touristique plus développée que d'autres. Dans les Iles Loyauté et à l'Île des Pins, le tourisme de croisière se développe (Juncker, 2006). Quant à la pêche non professionnelle, elle existe sur tout l'espace lagonaire. Les évolutions démographiques et touristiques à l'échelle du territoire impliqueront certainement des modifications des usages s'exerçant sur le milieu côtier, probablement dans le sens d'une intensification. La mise en place de suivis réguliers et pérennes de ces usages apparaît nécessaire que ce soit dans la zone de Nouméa ou dans d'autres zones du territoire. Nos propres résultats en termes d'évolution observée (chapitre 1) indiquent qu'une fréquence de 5 ans serait a priori pertinente dans un contexte d'évolution démographique du fait que des évolutions des usages ont été démontrées sur cette période. Dans le cas de modifications rapides des forces motrices soutenant les usages récréatifs (développement du

tourisme, marina), évaluer l'évolution de ces usages permet d'une part i) de mieux comprendre les facteurs influençant la répartition spatiale des usagers et leurs pratiques et ii) d'adapter les mesures de gestion pour préserver l'état écologique de la zone concernée et la durabilité des usages.

Intégrer les pressions dans les évaluations de l'état écologique des zones côtières

Cet objectif pose d'abord la question de la description de l'état écologique. Dans cette étude, les impacts potentiels des usages récréatifs ont été étudiés à partir d'indicateurs de la biodiversité (recouvrements coralliens, richesse spécifique des poissons, et densités d'abondance de l'ichtyofaune et des ressources) qui sont généralement utilisés pour étudier les effets écologiques des AMP (voir Pelletier et al., 2005, pour une revue). D'autres indicateurs pourraient être considérés, par exemple des descripteurs des relations trophiques au sein de ces peuplements (Pereira et al., 2017). En effet, une approche plus fonctionnelle pourrait aider à mieux comprendre la dynamique de l'écosystème et sa résilience en réponse aux impacts potentiels des usages. Cette information peut aussi s'avérer utile pour identifier des mesures de gestion visant la protection d'espèces ou groupes d'espèces particulièrement importantes pour le maintien des fonctions de l'écosystème, et pour identifier d'éventuelles espèces indicatrices des perturbations associées aux usages récréatifs. Les indicateurs retenus sont néanmoins ceux qui sont les plus pertinents pour un impact à court terme. Les résultats du chapitre 4 montrent la nécessité de poursuivre et approfondir l'analyse empirique des impacts des usages récréatifs. Ceci passe par un travail sur la description des habitats, par une réflexion sur les indicateurs de pressions qu'il convient de mettre en relation avec les indicateurs écologiques, par ex. en termes d'échelle spatiale et temporelle, et par le recours à un panel plus complet d'indicateurs écologiques pertinents par rapport aux objectifs de gestion et au protocole d'observation mis en œuvre. Parmi d'autres perspectives d'analyse, une approche multivariée considérant deux jeux d'indicateurs pourrait se révéler plus appropriée. A notre connaissance, il s'agit de la première étude qui cherche à mettre en évidence des corrélations statistiques entre des indicateurs diversifiés issus de comptages d'usagers récréatifs, et des indicateurs écologiques au-delà de la question de la gestion des ressources et de l'encadrement de l'activité de pêche.

Cette étude s'est intéressée non seulement aux recouvrements coralliens et aux poissons, mais aussi aux oiseaux. Nous ne disposons pas de données sur les invertébrés benthiques. Dans la zone d'étude, l'impact de la pêche et l'effet des AMP de la zone d'étude sur ces communautés d'invertébrés benthiques ont été étudiés sur les platiers (Jimenez, 2011). Les résultats montrent une absence d'effet associés à la protection sur les fonds meubles. Ce type d'habitat étant particulièrement fréquenté par les usagers récréatifs, très nombreux dans les AMP de la zone côtière du Grand Nouméa (Gonson et al., 2016), il serait pertinent d'évaluer l'impact des usages sur ces invertébrés et leur habitat au niveau des espaces de la zone d'étude ainsi que leurs évolutions car ils constituent une ressource alimentaire importante pour de nombreuses espèces de poissons. Les fonds meubles sont propices au développement des herbiers, un habitat essentiel pour de nombreuses espèces, en tant que zone de nourricerie, supportant ainsi les ressources (Jackson et al., 2015). Certaines espèces d'herbiers constituent par ailleurs la source de nourriture d'espèces emblématiques comme les dugongs (*Dugon dugon*) (Cleguer, 2014). Conserver ces espèces vulnérables est un enjeu pour la gestion des écosystèmes côtiers. Dans le lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie, leurs habitats sont menacés par l'eutrophisation et l'apport excessif de sédiment du fait du développement urbain et des activités minières (Irving et al. 2016), mais ils le sont aussi par le développement des usages récréatifs qui se retrouvent dans des zones propices au développement des herbiers, à savoir dans de faibles profondeurs, sous le vent des îlots et des récifs (Payri, 2007).

Concernant les oiseaux, la Province Sud a mis en place depuis 2015 des interdictions de débarquement sur des îlots en présence de fortes abondances d'espèces d'oiseaux en phase de nidification. Cette mesure devrait fortement limiter le dérangement des oiseaux durant une période cruciale pour ces populations, notamment pour réserver des espaces propices à la nidification au regard de l'augmentation de l'intensité et de l'aire d'influence des usages récréatifs. Il serait intéressant d'évaluer l'efficacité d'une telle mesure afin de i) favoriser leur pérennité mais aussi ii) de mettre en valeur les stratégies de gestion et leurs effets sur le patrimoine naturel.

Les zones côtières sont soumises à une diversité importante de pressions. Alors que les impacts associés à ces pressions sont bien connus séparément, leurs effets cumulés le sont beaucoup moins (Ban et al., 2014). Ceci s'explique notamment par le manque de données sur ces pressions et sur l'état écologique des zones côtières à des échelles comparables. Notre travail a bénéficié du développement d'un référentiel spatial (Gonson et Pelletier, 2013) réalisé au cours des projets PAMPA (<http://wwz.ifremer.fr/pampa>) et AMBIO (<https://wwz.ifremer.fr/Recherche-Technologie/Departements-scientifiques/Focus/Projet-AMBIO>). Ce référentiel spatial permet de compiler un ensemble d'informations spatialisées notamment sur la gestion (par ex. statut de protection), les caractéristiques biophysiques des sites (par ex. géomorphologie des fonds marins) et les usages (par ex. zones de mouillage). Grâce à cet outil, à partir de données de natures différentes, notamment sur les usages et sur les conditions environnementales, il est possible de calculer des indicateurs à des échelles spatiales comparables pour pouvoir les confronter. Il est alors plus facile de mettre en évidence les relations pouvant exister entre les usages et l'état de la biodiversité. Malheureusement, à partir des données disponibles sur l'état des habitats et espèces marines, peu de relations significatives ont pu être mises en évidence à partir d'analyses de corrélations statistiques, et ce pour les raisons discutées dans le chapitre correspondant de ce mémoire (Chapitre 4 : Etat écologique d'un réseau d'Aires Marines Protégées côtier. Le cas du lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie). D'autres protocoles et méthodes d'analyse de données pourraient se révéler plus adaptés à cet effet. On peut par exemple imaginer un suivi de l'état des habitats à une échelle suffisamment fine avec un gradient de distance aux plages les plus fréquentées, ou bien une comparaison avec une zone non fréquentée pour estimer de manière précise les effets de la fréquentation sur l'état des habitats. Ceci a notamment été effectué dans des études précédentes (Leujak and Ormond, 2008). De nombreuses données existent sur la zone d'étude et les composants de la biodiversité d'intérêt dans la zone d'étude (i.e. habitat, poissons, invertébrés) et ce depuis de nombreuses années sur la faune ichtyologique (Wantiez et al., 2014) mais aussi plus généralement sur les composants de la biodiversité et de l'environnement lagonaire synthétisés notamment dans le cadre d'un programme multidisciplinaire (Programme National Environnement Côtier – PNEC) visant à caractériser l'influence de perturbations anthropiques sur le fonctionnement de l'écosystème récifo-lagonaire du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (Grenz et al., 2010). Ces données sont pour partie bancarisées dans des bases de données (par ex. les bases de données LAGPLON-IRD et Sextant-Ifremer). Avoir accès à un ensemble de données complémentaires sur l'état de la biodiversité sous-marine et largement distribuées sur la zone d'étude, comme le sont les observations en plongée sous-marine et la vidéo sous-marine (Pelletier et al. 2012 ; Mallet, 2014), permettrait alors de mieux décrire les impacts des usages récréatifs sur la biodiversité. Pour ce faire, les données doivent être bancarisées, et répliquées dans le temps afin de disposer de recul temporel pour l'analyse de l'évolution des conditions naturelles et des pressions des lagons de Nouvelle-Calédonie.

Appliquer une Gestion Intégrée des Zones Côtières

L'approche de modélisation mise en œuvre dans cette étude est spécifique à la dynamique des usages récréatifs dans une zone côtière gérée en zone tropicale et à proximité d'un centre urbain important (chapitre 5). A partir de ce travail on peut identifier trois prolongements : i) la prise en compte d'autres mesures de gestion ; ii) l'application à un cas d'étude différent impliquant une modification de la structure du modèle ; et iii) l'extension du modèle à d'autres pressions que celles associées aux usages récréatifs.

Dans la présente étude, l'objectif était d'évaluer la dynamique du système côtier face à différentes perturbations avec un focus sur les usages récréatifs. Avec la structure de modèle existante, il n'a pas été possible d'intégrer certaines mesures de gestion comme par exemple l'interdiction de débarquement dans une catégorie de site donnée. Cependant, le modèle pourrait être modifié pour tester d'autres scénarios de gestion ou inclure d'autres pressions.

L'application du modèle conceptuel DPSIR est reconnue comme pertinente pour la gestion intégrée des zones côtières (voir Gari et al., 2015 pour une revue). La modélisation qualitative se situe entre un modèle purement conceptuel et un modèle quantitatif complètement paramétré (Dambacher et al., 2009). Elle permet d'étudier la dynamique d'un système dans le cas où les relations entre ses composants sont mal connues, ce qui est souvent le cas des systèmes côtiers du fait de la complexité des relations existantes au sein et entre les sphères sociales et environnementales (Kelble et al., 2013). Ainsi, la modélisation qualitative est un outil particulièrement adapté pour aider à la GIZC du fait que les relations entre les composants du modèle ne requièrent pas d'être précisément paramétrées. Il serait alors intéressant de mieux comprendre quelles sont les informations recherchées par les questionnaires pour les aider à identifier les mesures de gestion efficaces, notamment l'évaluation de l'effet de réglementation et de la mise en place d'aménagements sur l'intensité et la distribution spatiale des pressions. Dans le présent travail, seuls les usages récréatifs ont été pris en compte alors que les pressions s'exerçant dans le domaine côtier sont nombreuses et diverses.

Cette étude s'est centrée sur les usages récréatifs, dans le cadre des prérogatives de gestion de la Direction de l'Environnement (AMP et gestion de la pêche non professionnelle) de la province sud de Nouvelle-Calédonie ; elle ne constitue donc évidemment pas en l'état une application de la GIZC. Cependant la problématique associée à la fréquentation de l'espace côtier par les usagers récréatifs devrait être considérée dans une démarche de GIZC. Cette problématique est justement considérée dans le cadre d'un projet⁶ visant à promouvoir la mise en place d'une GIZC dans quatre états insulaires du Pacifique (Nouvelle-Calédonie, Polynésie Française, Pitcairn, Wallis et Futuna). Des études ont traité de cette GIZC en représentant de manière conceptuelle les relations entre les facteurs structurant le système et ses composants notamment en Floride (Kelble et al., 2013) et en Nouvelle-Calédonie (David et al., 2010). Néanmoins, ces études se sont arrêtées à la conceptualisation du modèle sans toutefois faire de ces approches un véritable outil d'aide à la décision, comme cela a été le but dans le présent travail avec le modèle développé (Chapitre 5). Dans la même zone d'étude, une approche similaire a été développée pour la pêche professionnelle et récréative (Preuss, 2012) à partir d'un modèle quantitatif spatialement explicite. L'approche développée ici a permis de mettre en évidence l'intérêt de considérer la diversité des pratiques et des espaces récréatifs sur l'évolution de leur état écologique. La modélisation qualitative apparaît la plus appropriée pour pouvoir considérer

⁶ Le projet INTEGRE (Initiative des Territoires pour la Gestion Régionale de l'Environnement) vise à promouvoir la gestion intégrée des zones côtières (GIZC) et à renforcer la coopération régionale dans le domaine du développement durable.

conjointement une diversité de pressions s'exerçant sur le domaine côtier du fait de la complexité du système et du manque de connaissance sur les relations de ses composants.

Conclusion

Parmi les états insulaires du Pacifique (hors Australie et Nouvelle-Zélande), la Nouvelle-Calédonie présente à la fois i) le plus fort Produit Intérieur Brut par habitant, ii) la quatrième population (entre le Vanuatu et la Polynésie Française) et iii) une densité de population parmi les plus faibles (SPC, 2013). Ce contexte social et économique d'une région du monde où le caractère insulaire des territoires implique certainement une singularité des usages qui s'y exercent. La forte économie permet la pratique d'activités modernes (jet-ski, plongée sous-marine) mais la faible densité de population, principale source d'usages récréatifs dans un lagon immense limite les impacts de ces activités. L'état des usages et de l'état écologique de cette zone côtière et récifo-lagonaire est particulièrement important à suivre pour mieux comprendre les évolutions survenues dans les pays où la densité d'utilisateurs est très supérieure. En France métropolitaine, par exemple, les espaces côtiers sont soumis à des fréquentations des utilisateurs récréatifs nettement plus importantes. Malheureusement, peu de données et d'informations y sont disponibles sur l'évolution de l'état écologique et des usages côtiers. En Nouvelle-Calédonie, les observations de terrain apportant des évaluations quantifiées remontent aux années 90 pour l'état écologique et aux années 2000 pour les usages. Cette source d'information est d'autant plus précieuse qu'elle favorise l'étude conjointe de l'évolution des usages et des écosystèmes et donc une gestion plus efficace des zones côtières. Il apparaît alors important de pérenniser i) l'acquisition de connaissances sur l'état écologique des zones côtières et sur les usages, ainsi que ii) les outils permettant leur bancarisation et leurs analyses quantitatives conjointes.

La place importante de l'exploitation du nickel dans le modèle économique Calédonien a limité jusqu'à présent l'intérêt de développer les secteurs du tourisme et de l'exploitation des richesses marines de la Nouvelle-Calédonie. Cependant, la baisse du cours du nickel motive les institutions à diversifier l'économie de l'île notamment en développant le tourisme dont les activités en milieu côtier sont un aspect important. Ce développement doit prendre en compte les usages qui s'y pratiquent actuellement, et garantir l'intégrité des écosystèmes et des peuplements marins et côtiers. Anticiper les politiques côtières implique donc de prendre en compte les connaissances acquises et les outils développés depuis près de 20 ans sur les usages côtiers en Nouvelle-Calédonie.

Plus généralement, Les menaces associées au développement du tourisme et des usages récréatifs portent à la fois sur les sphères sociales et environnementales du développement durable. La coexistence des usages côtiers d'une part mais aussi le maintien sur le long terme de la qualité environnementale dans ces espaces représentent des conditions nécessaires à la durabilité du tourisme, du nautisme et de leurs effets positifs pour l'économie et la société.

VIII. Bibliographie

1. Abecasis, R.C., Schmidt, L., Longnecker, N., Clifton, J., 2013. Implications of community and stakeholder perceptions of the marine environment and its conservation for MPA management in a small Azorean island. *Ocean Coast. Manag.* 84, 208–219.
doi:10.1016/j.ocecoaman.2013.08.009
2. Agardy, T., 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 761–765. doi:10.1006/jmsc.2000.0721
3. Agardy, T.S., 1997. *Marine protected areas and ocean conservation*. R.G. Landes Company and academic Press Inc, Austin, Texas, USA.
4. Alban F., G. Appéré et J. Boncoeur (2006). Economic analysis of marine protected areas. A literature review, EMPAFISH Booklet n°3, Projet européen EMPAFISH SSPB-006539 (6^{ème} PCRD), 51 p. (<http://www.um.es/empafish/files/Deliverable%205-New%20version.pdf>)
5. Alden, D., 1997. Recreational user management of parks: an ecological economic framework. *Ecol. Econ.* 23, 225–236. doi:10.1016/S0921-8009(97)00581-8
6. Alder, J., Zeller, D., Pitcher, T., Sumaila, R., 2002. A Method for Evaluating Marine Protected Area Management. *Coast. Manag.* doi:10.1080/089207502753504661
7. Ami, D., Cartigny, P., Rapaport, A., 2005. Can marine protected areas enhance both economic and biological situations? *Comptes Rendus - Biol.* 328, 357–366.
doi:10.1016/j.crv.2004.10.018
8. Andréfouët, S., Cabioch, G., Flamand, B., Pelletier, B., 2009. A reappraisal of the diversity of geomorphological and genetic processes of New Caledonian coral reefs: A synthesis from optical remote sensing, coring and acoustic multibeam observations. *Coral Reefs* 28, 691–707. doi:10.1007/s00338-009-0503-y
9. Andréfouët, S., Torres-Pulliza, D., 2004. *Atlas des récifs coralliens de Nouvelle Calédonie*.
10. Andréfouët, S., Wantiez, L., 2010. Characterizing the diversity of coral reef habitats and fish communities found in a UNESCO World Heritage Site: The strategy developed for Lagoons of New Caledonia. *Mar. Pollut. Bull.* 61, 612–620.
doi:10.1016/j.marpolbul.2010.06.031

11. Anselme, B., Bousquet, F., Lyet, A., Etienne, M., Fady, B., Le Page, C., 2010. Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France). *Environ. Model. Softw.* 25, 1385–1398. doi:10.1016/j.envsoft.2009.09.001
12. Arnberger, A., Brandenburg, C., 2007. Past On-Site Experience, Crowding Perceptions, and Use Displacement of Visitor Groups to a Peri-Urban National Park. *Environ. Manage.* 40, 34–45. doi:10.1007/s00267-004-0355-8
13. Ashton, P.G., Chubb, M., 1972. A preliminary study for evaluating the capacity of waters for recreational boating. *Water Resour. Bull.* 8, 571–577.
14. Asikkutlu, H.S., Muderrisoglu, H., 2011. The effects of motivation on leisure time management. *African J. Bus. Manag.* 5, 8000–8007. doi:10.5897/AJBM10.800
15. Ateweberhan, M., Feary, D. a, Keshavmurthy, S., Chen, A., Schleyer, M.H., Sheppard, C.R.C., 2013. Climate change impacts on coral reefs: synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 526–39. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.06.011
16. Atkins, J.P., Burdon, D., Elliott, M., Gregory, A.J., 2011. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 215–26. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.12.012
17. Ault, T.R., Johnson, C.R., 1998. Spatially and temporally predictable fish communities on coral reefs. *Ecol. Monogr.* 68, 25–50. doi:10.2307/2657142
18. Backhurst, M., Cole, R., 2000. Biological impacts of boating at Kawau Island, north-eastern New Zealand. *J. Environ. Manage.* 60, 239–251. doi:10.1006/jema.2000.0382
19. Badie, M., Ferraris, J., Pascal, N., Leenhardt, P., Chaboud, C., 2011. Simulation of MPA scenarios governance by Bayesian Network, in: *Actes Du Colloque PSI, Papeete (Polynésie Française)*. p. 4.
20. Balaguer, P., Diedrich, A., Sardá, R., Fuster, M., Cañellas, B., Tintoré, J., 2011. Spatial analysis of recreational boating as a first key step for marine spatial planning in Mallorca (Balearic Islands, Spain). *Ocean Coast. Manag.* 54, 241–249. doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.12.002

21. Balgos, M.C., 2005. Integrated coastal management and marine protected areas in the Philippines: Concurrent developments. *Ocean Coast. Manag.* 48, 972–995.
doi:10.1016/j.ocecoaman.2005.03.003
22. Baling, M., Jeffries, D., 2008. Short Note Marine and coastal bird survey of islands in the Southern Lagoon , New Caledonia 55, 111–113.
23. Ballinger, R., Pickaver, A., Lymbery, G., Ferreria, M., 2010. An evaluation of the implementation of the European ICZM principles. *Ocean Coast. Manag.* 53, 738–749.
doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.10.013
24. Balmford, A., Gravestock, P., Hockley, N., McClean, C.J., Roberts, C.M., 2004. The worldwide costs of marine protected areas. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 101, 9694–9697.
doi:10.1073/pnas.0403239101
25. Ban, S.S., Pressey, R.L., Graham, N. a. J., 2014. Assessing interactions of multiple stressors when data are limited: A Bayesian belief network applied to coral reefs. *Glob. Environ. Chang.* 27, 64–72. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.018
26. Batista, M.I., Henriques, S., Pais, M.P., Cabral, H.N., 2014. Assessment of cumulative human pressures on a coastal area: Integrating information for MPA planning and management. *Ocean Coast. Manag.* 102, 248–257. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.09.020
27. Bazit, U., 2014. Synthèse des métadonnées de suivi de fréquentation des usagers du lagon Sud-Ouest et du Grand Nouméa. Rapport interne AMBIO/E/10. Version janvier 2014.
28. Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N., Mann, J., Connor, R., Heithaus, M., Watson-Capps, J., Flaherty, C., Krützen, M., 2006. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conserv. Biol.* 20, 1791–8.
doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00540.x
29. Beliaeff, B., Pelletier, D., 2011. A general framework for indicator design and use with application to the assessment of coastal water quality and marine protected area management. *Ocean Coast. Manag.* 54, 84–92. doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.10.037
30. Bell, C.M., Needham, M.D., Szuster, B.W., 2011. Congruence among encounters, norms, crowding, and management in a marine protected area. *Environ. Manage.* 48, 499–513.
doi:10.1007/s00267-011-9709-1

31. Benitez-Capistros, F., Hugé, J., Koedam, N., 2014. Environmental impacts on the Galapagos Islands: Identification of interactions, perceptions and steps ahead. *Ecol. Indic.* 38, 113–123. doi:10.1016/j.ecolind.2013.10.019
32. Bentz, J., Rodrigues, A., Dearden, P., Calado, H., Lopes, F., 2015. Crowding in marine environments: Divers and whale watchers in the Azores. *Ocean Coast. Manag.* 109, 77–85. doi:10.1016/j.ocecoaman.2015.03.001
33. Berger, A.R., Hodge, R.A., 1998. Natural change in the environment: A challenge to the pressure-state-response concept. *Soc. Indic. Res.* 44, 255–265. doi:10.1023/A:1006888532080
34. Bergere, H., Le Berre, S., 2011. Définition et étalonnage d'un système d'évaluation de la capacité de charge de l'île de Port-Cros. *Sci. reports Port-Cros Natl. Park* 25, 81–104.
35. Bidone, E.D., Lacerda, L.D., 2004. The use of DPSIR framework to evaluate sustainability in coastal areas. Case study: Guanabara Bay basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Reg. Environ. Chang.* 4, 5–16. doi:10.1007/s10113-003-0059-2
36. Boersma, P.D., Parrish, J.K., 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecol. Econ.* 31, 287–304. doi:10.1016/S0921-8009(99)00085-3
37. Borja, A., Dauer, D.M., Gremare, A., 2012. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecol. Indic.* 12, 1–7. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.018
38. Botsford, L.W., Micheli, F., Hastings, A., 2003. Principles for the Design of Marine Reserves. *Ecol. Appl.* 13, 25–31.
39. Boyle, S.A., Samson, F.B., 1985. Effects of Nonconsumptive Recreation on Wildlife: A Review. *Wildl. Soc. Bull.* 13, 110–116.
40. Brander, L.M., Van Beukering, P., Cesar, H.S.J., 2007. The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. *Ecol. Econ.* 63, 209–218. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.11.002
41. Brécard, D., Luigi, C.D.E., 2016. Fréquentation touristique de Port-Cros et Porquerolles : les enseignements de la base de données Bountîles. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 30: 65-94

42. Brodie, J., Waterhouse, J., 2012. A critical review of environmental management of the “not so Great” Barrier Reef. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 104-105, 1–22.
doi:10.1016/j.ecss.2012.03.012
43. Broustet, D., 2005. Projections de population pour la Nouvelle-Calédonie à l’horizon 2030. Une évolution entre croissance et vieillissement, ISEE, Nouvelle-Calédonie.
44. Browman, H.I., Stergiou, K.I., 2004. Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources, in: *Marine Ecology Progress Series*. pp. 271–272.
45. Brown, P., Taylor, R., 1999. Effects of trampling by humans on animals inhabiting coralline algal turf in the rocky intertidal. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 235, 45–53.
doi:10.1016/S0022-0981(98)00186-5
46. Caeiro, S., Mourão, I., Costa, M.H., Painho, M., Ramos, T.B., Sousa, S., 2004. Application of the DPSIR model to the Sado Estuary in a GIS context – Social and Economical Pressures. *Proc. 7th Conf. Geogr. Inf. Sci.* 391–402.
47. Callender, D.R., 2014. National Oceanic and Atmospheric Administration. Charleston, South Carolina.
48. Carassou, L., Léopold, M., Guillemot, N., Wantiez, L., Kulbicki, M., 2013. Does herbivorous fish protection really improve coral reef resilience? A case study from new caledonia (South Pacific). *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0060564
49. Carilli, J.E., Norris, R.D., Black, B. a., Walsh, S.M., McField, M., 2009. Local stressors reduce coral resilience to bleaching. *PLoS One* 4, 1–5. doi:10.1371/journal.pone.0006324
50. Casu, D., Ceccherelli, G., Curini-Galletti, M., Castelli, A., 2006. Human exclusion from rocky shores in a mediterranean marine protected area (MPA): an opportunity to investigate the effects of trampling. *Mar. Environ. Res.* 62, 15–32.
doi:10.1016/j.marenvres.2006.02.004
51. CCI-NC, CMNC, 2016. Bilan enquête 2016 – Sports, Loisirs, Commerce et Industrie Nautiques. Nouméa.
52. Chabanet, P., Adjeroūd, M., Andréfouët, S., Bozec, Y.-M., Ferraris, J., Garcia-Charton, J.-A., Schrimm, M., 2005. Human-induced physical disturbances and their indicators on coral reef habitats: A multi-scale approach. *Aquat. Living Resour.* doi:10.1051/alr:2005028

53. Chabanet, P., Guillemot, N., Kulbicki, M., 2010. Baseline study of the spatio-temporal patterns of reef fish assemblages prior to a major mining project in New Caledonia (South Pacific). *Mar. Pollut. Bull.* 61, 598–611. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.06.032
54. Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G., Galzin, R., 1997. Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral Reefs* 16, 93–102. doi:10.1007/s003380050063
55. Chaboud, C., Méral, P., Andrianambinina, D., 2004. Le modèle vertueux de l'écotourisme : mythe ou réalité ? L'exemple d'Anakao et Ifaty-Mangily à Madagascar. *Mondes Dev.* doi:10.3917/med.125.0011
56. Charton, J.A.G., Ruzafa, A.P., 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.* doi:10.1016/S0165-7836(99)00043-0
57. Chateau, O., 2008. Activité et typologie des déplacements de poissons coralliens dans un habitat fragmenté. Application aux réserves marines de Nouvelle-Calédonie. Université de Nouvelle-Calédonie.
58. Chateau, O., Wantiez, L., 2008. Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES J. Mar. Sci.* 66, 50–55. doi:10.1093/icesjms/fsn165
59. Chen, C.L., Teng, N., 2016. Management priorities and carrying capacity at a high-use beach from tourists' perspectives: A way towards sustainable beach tourism. *Mar. Policy* 74, 213–219. doi:10.1016/j.marpol.2016.09.030
60. Childress, W.M., Coldren, C.L., McLendon, T., 2002. Applying a complex, general ecosystem model (EDYS) in large-scale land management. *Ecol. Modell.* 153, 97–108. doi:10.1016/S0304-3800(01)00504-X
61. Christie, P., 2011. Creating space for interdisciplinary marine and coastal research: five dilemmas and suggested resolutions. *Environ. Conserv.* 38, 172–186. doi:10.1017/S0376892911000129
62. Christie, P., 2004. Marine Protected Areas as Biological Successes and Social Failures in Southeast Asia. *Am. Fish. Soc.* 42, 155–164. doi:10.1016/S0002-9610(03)00290-3
63. Christie, P., McCay, B.J., Miller, M.L., Lowe, C., White, A.T., Stoffle, R., David L. Fluharty, 2003. Toward developing a complete understanding: a social science research agenda for marine protected areas. *Fisheries* 28, 22–26.

64. Christie, P., White, A., Deguit, E., 2002. Starting point or solution? Community-based marine protected areas in the Philippines. *J. Environ. Manage.* 66, 441–454. doi:10.1006/jema.2002.0595
65. Cicin-Sain, B., Knecht, R.W., 1998. *Integrated Coastal and Ocean Management: Concepts And Practices*. Island press.
66. Cinner, J.E., McClanahan, T.R., Daw, T.M., Graham, N. a J., Maina, J., Wilson, S.K., Hughes, T.P., 2009. Linking social and ecological systems to sustain coral reef fisheries. *Curr. Biol.* 19, 206–12. doi:10.1016/j.cub.2008.11.055
67. Clark, R.N., Stankey, G.H., 1979. *The Recreation Opportunity Spectrum : A Framework for Planning , Management , and Research*. Gen. Tech. Rep. 39. doi:10.1177/004728758001900244
68. Claudet, J., 2011. *Marine Protected Area: A multidisciplinary approach*. Cambridge University Press, Cambridge.
69. Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J.-A., Pérez-Ruzafa, Á., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.-M., Dimech, M., Falcón, J.M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C., Planes, S., 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecol. Lett.* 11, 481–489. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01166.x
70. Claudet, J., Pelletier, D., 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquat. Living Resour.* doi:10.1051/alr:2004017
71. Christophe Cleguer. *Conservation du dugong en Nouvelle-Caledonie : une etude a plusieurs échelles spatio-temporelles. Synthese finale*. Biodiversite et Ecologie. Universite Pierre et Marie Curie, Paris (France); James Cook University, Townsville (Australie), 2015.
72. Codarin, A., Wysocki, L.E., Ladich, F., Picciulin, M., 2009. Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1880–7. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.07.011
73. Cole, D.N., 2004. Impacts of Hiking and Camping on Soils and Vegetation: A Review. *Environ. Impacts Ecotourism* 41–60. doi:10.1017/CBO9781107415324.004

74. Cole, D.N., 2002. Simulation of Recreational Use in Backcountry Settings: an Aid to Management Planning, in: *Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. pp. 478–482.
75. Cole, D.N., 2001. Visitor use density and wilderness experiences: A historical review of research the concept of recreation carrying capacity. *USDA For. Serv. Proc. RMRS-P-20* 12–20.
76. Cole, D.N., 1996. Wilderness Recreation in the United States - Trends in use, users, and impacts. *Int. J. wilderness* 2, 13–18.
77. Cole, D.N., Daniel, T.C., 2003. The science of visitor management in parks and protected areas: from verbal reports to simulation models. *J. Nat. Conserv.* 11, 269–277.
doi:10.1078/1617-1381-00058
78. Cole, D.N., Hall, T.E., 2009. Perceived effects of setting attributes on visitor experiences in wilderness: variation with situational context and visitor characteristics. *Environ. Manage.* 44, 24–36. doi:10.1007/s00267-009-9286-8
79. Cole, D.N., Monz, C. a., 2004. Spatial patterns of recreation impact on experimental campsites. *J. Environ. Manage.* 70, 73–84. doi:10.1016/j.jenvman.2003.10.006
80. Cooper, P., 2013. Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecol. Econ.* 94, 106–115.
doi:10.1016/j.ecolecon.2013.07.010
81. Cordell, H.K., Herbert, N.G., 2002. The Popularity of Birding Still Growing. *Birding* 54–61.
82. Cote, I.M., Mosquera, I., Reynolds, J.D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations : a meta-analysis. *J. Fish Biol.* 59, 178–189.
doi:10.1006/jfbi.2001.1752
83. Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, et al., (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
84. Cuif, M., 2014. Combinaison de la modélisation biophysique et de marquages isotopiques pour estimer la connectivité démographique des populations marines Application à *Dascyllus aruanus* dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Université Pierre et Marie Curie.

85. Dalton, T., Thompson, R., Jin, D., 2010. Mapping human dimensions in marine spatial planning and management: An example from Narragansett Bay, Rhode Island. *Mar. Policy* 34, 309–319. doi:10.1016/j.marpol.2009.08.001
86. Dambacher, J.M., Luh, H.-K., Li, H.W., Rossignol, P. a, 2003a. Qualitative Stability and Ambiguity in Model Ecosystems. *Am. Nat.* 161, 876–888. doi:10.1086/367590
87. Dambacher, J.M., Li, H.W., Rossignol, P. a, 2003b. Qualitative predictions in model ecosystems 161, 79–93.
88. Dambacher, J.M., Li, H.W., Rossignol, P.A., 2009. Relevance of Community Structure in Assessing Indeterminacy of Ecological Predictions Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3071950> RELEVANCE OF COMMUNITY STRUCTURE IN ASSESSING. *America (NY)*. 83, 1372–1385. doi:10.2307/3071950
89. Dambacher, J.M., Ramos-jiliberto, R., 2007. Understanding and Predicting Effects of Modified Interactions Through a Qualitative Analysis of Community Structure Review by : Jeffrey M . Dambacher and Rodrigo Ramos - Jiliberto *The Quarterly Review of Biology* , Vol . 82 , No . 3, 227–250.
90. Davenport, J., Davenport, J.L., 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67, 280–292. doi:10.1016/j.ecss.2005.11.026
91. David, G., Leopold, M., Dumas, P.S., Ferraris, J., Herrenschmidt, J.B., Fontenelle, G., 2010. Integrated coastal zone management perspectives to ensure the sustainability of coral reefs in New Caledonia. *Mar. Pollut. Bull.* 61, 323–34. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.06.020
92. Davis, D., Tisdell, C., 1995. Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas Derrin Davis a & Clem Tisdell b. *Ocean Coast. Manag.* 26, 19–40. doi:10.1016/0964-5691(95)00004-L
93. De Santo, E.M., 2013. Missing marine protected area (MPA) targets: How the push for quantity over quality undermines sustainability and social justice. *J. Environ. Manage.* 124, 137–146. doi:10.1016/j.jenvman.2013.01.033

94. Desrochers, V., Ferraris, J., Garnier, C., 2014. Étude des représentations sociales d'un site classé aménagé : application au site de l'Anse de Paulilles (France). *Vertigo*. doi:10.4000/vertigo.14747
95. Diedrich, A., Balaguer Huguet, P., Tintoré Subirana, J., 2011. Methodology for applying the Limits of Acceptable Change process to the management of recreational boating in the Balearic Islands, Spain (Western Mediterranean). *Ocean Coast. Manag.* 54, 341–351. doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.12.009
96. Diedrich, A., Terrados, J., Arroyo, N.L., Balaguer, P., 2013. Modeling the influence of attitudes and beliefs on recreational boaters' use of buoys in the Balearic Islands. *Ocean Coast. Manag.* 78, 112–120. doi:10.1016/j.ocecoaman.2013.02.027
97. Douvère, F., 2008. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. *Mar. Policy* 32, 762–771. doi:10.1016/j.marpol.2008.03.021
98. Doyen, L., De Lara, M., Ferraris, J., Pelletier, D., 2007. Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas: A viability model and a coral reef case study. *Ecol. Modell.* 208, 353–366. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.06.018
99. Duedall, I.W., Maul, G.A., 2005. Demography of Coastal Populations, in: Maurice L. Schwartz (Ed.), *Encyclopedia of Coastal Science*. Springer Netherlands, pp. 368–374. doi:10.1007/1-4020-3880-1_115
100. Eagles, P., McCool, S., Haynes, C., 2002. Sustainable tourism in protected areas: Guidelines for planning and management. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, the United Nations Environment Programme and the World Tourism Organization.
101. Eder, R., Arnberger, A., 2012. The influence of place attachment and experience use history on perceived depreciative visitor behavior and crowding in an urban National Park. *Environ. Manage.* 50, 566–580. doi:10.1007/s00267-012-9912-8
102. Elliott, M., 2002. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Mar. Pollut. Bull.* 44, iii–vii.
103. Elmhirst, T., Connolly, S.R., Hughes, T.P., 2009. Connectivity, regime shifts and the resilience of coral reefs. *Coral Reefs* 28, 949–957. doi:10.1007/s00338-009-0530-8

104. Erwin, M., R., 1980. Breeding habitat use by colonially nesting waterbirds in two mid-atlantic US regions under different regimes of human disturbance. *Biol. Conserv.* 18, 39–51. doi:10.1016/0006-3207(80)90064-6
105. Erwin, R. M. 1989. Responses to human intruders by birds nesting in colonies: Experimental results and management guidelines. *Colonial Waterbirds* 12:104-108.
106. European Environment Agency (EEA), 1995. A General Strategy for Integrated Environmental Assessment at EEA.
107. Falkowski, P.G., Barber, R.T., Smetacek, V., 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* (80-). 281, 200–206. doi:10.1126/science.281.5374.200
108. Faraway, J.J., 2006. Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models. Chapman & Hall/CRC.
109. Farr, M., Stoeckl, N., Sutton, S., 2014. Recreational fishing and boating: Are the determinants the same? *Mar. Policy* 47, 126–137. doi:10.1016/j.marpol.2014.02.014
110. Ferraris, J., Pelletier, D., Kulbicki, M., Chauvet, C., 2005. Assessing the impact of removing reserve status on the Abore Reef fish assemblage in New Caledonia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 292, 271–286. doi:10.3354/meps292271
111. Floros, C., Schleyer, M.H., Maggs, J.Q., 2013. Fish as indicators of diving and fishing pressure on high-latitude coral reefs. *Ocean Coast. Manag.* 84, 130–139. doi:10.1016/j.ocecoaman.2013.08.005
112. Francour, P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica , Northwestem Mediterranean). *Ocnologica acta* 17, 309–317.
113. Francour, P., Magréau, J.F., Mannoni, P.A., Cottalorda, J.M., Gratiot, 2006. Management guide for Marine Protected Areas of the Mediterranean sea, Permanent Ecological Moorings. Nice.
114. Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., Leggett, W.C., 2005. Trophic Cascades in a Formerly Cod Dominated Ecosystem. *Science* (80). 308, 1621–3. doi:10.1126/science.1113075
115. Garcia-Charton, J.A., Williams, I., Ruzafa, A.P., Milazzo, M., 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural

variability of ecosystems. *Environ. Conserv.* 27, 19–178.

doi:10.1017/S0376892900000199

116. Gari, S.R., Newton, A., Icely, J.D., 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean Coast. Manag.* 103, 63–77. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.11.013
117. Gibbs, M., Cole, A., 2008. *Oceans and coasts as complex adaptive systems*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
118. Glynn, P.W., 1994. State of coral reefs in the Galapagos Islands: Natural vs anthropogenic impacts. *Mar. Pollut. Bull.* 29, 131–140. doi:10.1016/0025-326X(94)90437-5
119. Gonson, Charles & Dominique Pelletier. 2013. *Méthodologie de construction d'un référentiel spatial à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie*. Rapport AMBIO/H/1. 20 p. Version du 15 décembre 2013.
120. Gonson, C., Pelletier, D., Gamp, E., Preuss, B., Jollit, I., Ferraris, J., 2016. Decadal increase in the number of recreational users is concentrated in no-take marine reserves. *Mar. Pollut. Bull.* 107, 144–154. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.04.007
121. Graham, N. a J., Bellwood, D.R., Cinner, J.E., Hughes, T.P., Norström, A. V., Nyström, M., 2013. Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. *Front. Ecol. Environ.* 11, 541–548. doi:10.1890/120305
122. Graham, N. a J., Chabanet, P., Evans, R.D., Jennings, S., Letourneur, Y., Aaron Macneil, M., Mcclanahan, T.R., Öhman, M.C., Polunin, N.V.C., Wilson, S.K., 2011. Extinction vulnerability of coral reef fishes. *Ecol. Lett.* 14, 341–348. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01592.x
123. Gray, D.L., Canessa, R., Rollins, R., Keller, C.P., Dearden, P., 2010. Incorporating recreational users into marine protected area planning: a study of recreational boating in British Columbia, Canada. *Environ. Manage.* 46, 167–80. doi:10.1007/s00267-010-9479-1
124. Gray, D.L., Canessa, R.R., Peter Keller, C., Dearden, P., Rollins, R.B., 2011. Spatial characterization of marine recreational boating: Exploring the use of an on-the-water questionnaire for a case study in the Pacific Northwest. *Mar. Policy* 35, 286–298. doi:10.1016/j.marpol.2010.10.005
125. Great Barrier Reef Marine Park Authority, 2014. *Great Barrier Reef Marine Park Authority. Great Barrier Reef Outlook Report 2014* (Australian Government, 2014)

126. Gregory, A.J., Atkins, J.P., Burdon, D., Elliott, M., 2013. A problem structuring method for ecosystem-based management: The DPSIR modelling process. *Eur. J. Oper. Res.* 227, 558–569. doi:10.1016/j.ejor.2012.11.020
127. Griffin, T., Moore, S., Crilley, G., Darcy, S., Schweinsberg, S., 2010. Protected area management : collection and use of visitor data. Volume 1 : summary and recommendations National Library of Australia Cataloguing-in-Publication Entry.
128. Gruby, R.L., Gray, N.J., Campbell, L.M., Acton, L., 2015. Toward a social science research agenda for large marine protected areas. *Conserv. Biol.* 00, 1–27. doi:10.1111/conl.12194.This
129. Guérin, L., Feunteun, É., Lejart, M., You, H., Gonson, C., Laurand, S., Lavesque, N., 2012. Méthodes d'évaluation de l'état écologique, caractérisation du « bon état » pour la DCSMM et recommandations pour les travaux futurs. doi:10.13140/RG.2.1.3960.9442
130. Halpern, B.S., 2003. The Impact of Marine Reserves : Do Reserves Work and Does Reserve Size Matter ? Author (s): Benjamin S . Halpern the impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.* 13, S117–S137.
131. Haberl, H., Gaube, V., Díaz-Delgado, R., Krauze, K., Neuner, A., Peterseil, J., Plutzer, C., Singh, S.J., Vadineanu, A., 2009. Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms. *Ecol. Econ.* 68, 1797–1812. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.11.013
132. Halpern, B.S., Lbridge, S., Selkoe, K. a., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–52. doi:10.1126/science.1149345
133. Halpern, B.S., Warner, R.R., 2003. Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proc. Biol. Sci.* 270, 1871–1878. doi:10.1098/rspb.2003.2405
134. Hardiman, N., Burgin, S., 2010. Recreational impacts on the fauna of Australian coastal marine ecosystems. *J. Environ. Manage.* 91, 2096–2108. doi:10.1016/j.jenvman.2010.06.012

135. Hargreaves-Allen, V., Mourato, S., Milner-Gulland, E.J., 2011. A global evaluation of coral reef management performance: are MPAs producing conservation and socio-economic improvements? *Environ. Manage.* 47, 684–700. doi:10.1007/s00267-011-9616-5
136. Harrison, H.B., Williamson, D.H., Evans, R.D., Almany, G.R., Thorrold, S.R., Russ, G.R., Feldheim, K. a., Van Herwerden, L., Planes, S., Srinivasan, M., Berumen, M.L., Jones, G.P., 2012. Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Curr. Biol.* 22, 1023–1028. doi:10.1016/j.cub.2012.04.008
137. Hawkins, J.P., Roberts, C.M., 1997. Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. 8Th Int. Coral Reef Symp.
138. Hasler, H., Ott, J. a., 2008. Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1788–1794. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.06.002
139. Hays, G.C., Richardson, A.J., Robinson, C., 2005. Climate change and marine plankton. *Trends Ecol. Evol.* 20, 337–344. doi:10.1016/j.tree.2005.03.004
140. Heatwole, C.A., West, N.C., 1982. Recreational-Boating Patterns and Water-Surface Zoning. *Geogr. Rev.* 72, 304. doi:10.2307/214529
141. Heberlein, T., Vaske, J.J., 1977. Crowding and visitor conflict on the Bois Brule River.
142. Heck, N., Dearden, P., McDonald, A., 2011. Stakeholders' expectations towards a proposed marine protected area: A multi-criteria analysis of MPA performance criteria. *Ocean Coast. Manag.* 54, 687–695. doi:10.1016/j.ocecoaman.2011.07.003
143. Hendee, J.C., Dawson, C.P., 2002. Wilderness management: stewardship and protection of resources and values. Fulcrum Publishing, Moscow, Idaho, USA.
144. Himes, A.H., 2007. Performance indicators in MPA management: Using questionnaires to analyze stakeholder preferences. *Ocean Coast. Manag.* 50, 329–351. doi:10.1016/j.ocecoaman.2006.09.005
145. Hinrichsen, D., 1999. Reefs at risk., Defenders.
146. Hodgson, A.J., Marsh, H., 2007. Response of dugongs to boat traffic: The risk of disturbance and displacement. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 340, 50–61. doi:10.1016/j.jembe.2006.08.006

147. Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C.D., Sale, P.F., Edwards, a J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C.M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R.H., Dubi, A., Hatziolos, M.E., 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* (80-.). 318, 1737–1742.
doi:10.1126/science.1152509
148. Hoey, a. S., Brandl, S.J., Bellwood, D.R., 2013. Diet and cross-shelf distribution of rabbitfishes (f. Siganidae) on the northern Great Barrier Reef: Implications for ecosystem function. *Coral Reefs* 32, 973–984. doi:10.1007/s00338-013-1043-z
149. Holbrook, S.J., Schmitt, R.J., Brooks, A.J., 2008. Resistance and resilience of a coral reef fish community to changes in coral cover. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 371, 263–271.
doi:10.3354/meps07690
150. Hou, Y., Zhou, S., Burkhard, B., Müller, F., 2014. Socioeconomic influences on biodiversity, ecosystem services and human well-being: A quantitative application of the DPSIR model in Jiangsu, China. *Sci. Total Environ.* 490, 1012–28.
doi:10.1016/j.scitotenv.2014.05.071
151. Hughes, T.P., 2003. Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *Science* (80-.). 301, 929–933. doi:10.1126/science.1085046
152. Hurwitz, A., 1985. On the conditions under which an equation has only roots with negative real parts. Translated from the German by H. G. Bergman, in: *Selected Papers on Mathematical Trends in Control Theory*. R. E. Bellman and R. Kalaba, eds, Dover, New York, pp. 72–82.
153. ICRI, 2005. Global Forum on Oceans Coasts, and Islands [Online]. www.icriforum.org/secretariat/seycdoc/ICRI_GM3_Item4_9.pdf.
154. Inglis, G.J., Johnson, V.I., Ponte, F., 1999. Crowding norms in marine settings: A case study of snorkeling on the great barrier reef. *Environ. Manage.* 24, 369–381.
doi:10.1007/s002679900240
155. Irving, A.D., Jackson, E.L., Hendry, R. a, 2016. Assessing spatial variation of seagrass habitat structure in New Caledonia : an integrated approach. *Mar. Freshw. Res.* 1493–1499. doi:10.1071/MF15035
156. Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K. a, Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. a, Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange,

- C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–637. doi:10.1126/science.1059199
157. Jackson, S.T., Sax, D.F., 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends Ecol. Evol.* doi:10.1016/j.tree.2009.10.001
158. Jackson, E.L., Rees, S.E., Wilding, C., Attrill, M.J., 2015. Use of a seagrass residency index to apportion commercial fishery landing values and recreation fisheries expenditure to seagrass habitat service. *Conserv. Biol.* 29, 899–909. doi:10.1111/cobi.12436
159. Jeandenans, L., 2015. Influence des facteurs météorologiques sur les indicateurs de suivi de la fréquentation du lagon et de la biodiversité : intégration des données Météo-France et des données relevées pendant les suivis. *Projet AMBIO.*
160. Jollit, I., 2010. Spatialisation des activités humaines et aide à la décision pour une gestion durable des écosystèmes coralliens : la pêche plaisancière dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. *Université de la Nouvelle-Calédonie.*
161. Jimenez, H., 2011. Structure et fonctionnement des assemblages d’invertébrés récifaux: applications aux platiers pêchés de Nouvelle-Calédonie. thèse Dr. *Université Pierre et Marie Curie.*
162. Jollit, I., Léopold, M., Guillemot, N., David, G., Chabanet, P., Lebigre, J.M., Ferraris, J., 2010. Geographical aspects of informal reef fishery systems in New Caledonia. *Mar. Pollut. Bull.* 61, 585–97. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.06.033
163. Juhasz, A., Ho, E., Bender, E., Fong, P., 2010. Does use of tropical beaches by tourists and island residents result in damage to fringing coral reefs? A case study in Moorea French Polynesia. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2251–6. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.08.011
164. Juncker, M., 2006. Introduction à l’étude des pressions et des menaces sur les écosystèmes littoraux de Nouvelle-Calédonie. *WWF, rapport du programme CRISP.*
165. Kay, A.M., Liddle, M.J., 1989. Impact of human trampling in different zones of a coral reef flat. *Environ. Manage.* 13, 509–520. doi:10.1007/BF01867685
166. Keith, D. a., Martin, T.G., McDonald-Madden, E., Walters, C., 2011. Uncertainty and adaptive management for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 144, 1175–1178. doi:10.1016/j.biocon.2010.11.022

167. Kelble, C.R., Loomis, D.K., Lovelace, S., Nuttle, W.K., Ortner, P.B., Fletcher, P., Cook, G.S., Lorenz, J.J., Boyer, J.N., 2013. The EBM-DPSEIR Conceptual Model: Integrating Ecosystem Services into the DPSIR Framework. *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0070766
168. Kelleher, G., Bleakley, C., Wells, S., 1995. A global representative system of marine protected areas. Washington DC: The Great Barrier Reef Marine Park Authority, World Bank and World Conservation Union (IUCN). 1-4, 106.
169. Kenchington, R., 1993. Tourism in coastal and marine environments - a recreational perspective. *Ocean Coast. Manag.* doi:10.1016/0964-5691(93)90073-8
170. Kim, S.-O., Shelby, B., 2011. Effects of Information on Perceived Crowding and Encounter Norms. *Environ. Manage.* 47, 876–884. doi:10.1007/s00267-011-9654-z
171. Kuentzel, W., Heberlein, T., 1992. Cognitive and behavioral adaptations to perceived crowding: A panel study of coping and displacement. *J. Leis. Res.* 24, 377–393.
172. Langmead, O., Sheppard, C., 2004. Coral reef community dynamics and disturbance: a simulation model. *Ecol. Modell.* 175, 271–290. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.10.019
173. Larocque, G.R., 2012. Ecological Modelling in the 21st Century: Examining Potential Research Directions and Challenges. *Procedia Environ. Sci.* 13, 331–339. doi:10.1016/j.proenv.2012.01.032
174. Le Berre, S., 2008. Les observatoires de la fréquentation, outils d'aide à la gestion des îles et des littoraux. Université de Bretagne Occidentale, Brest.
175. Le Corre, N., Le Berre, S., Brigand, L., Peuziat, I., 2012. Comment étudier et suivre la fréquentation dans les espaces littoraux, marins et insulaires ? De l'état de l'art à une vision prospective de la recherche. *EchoGéo.* doi:10.4000/echogeo.12749
176. Lebart, L., Morineau, A., Warwick, K., 1984. Multivariate descriptive statistical analysis. Correspondence analysis and related techniques for large matrices. John Wiley & Sons, New York.
177. Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. doi:10.1007/s004420100716
178. Leplat, M., Le Goff, P., 2007. Faut-il réguler l'encombrement des sites récréatifs? Un modèle de choix discret avec participation. *Rev. d'étude en Agric. Environ.* 90, 51–77.

179. Lester, S., Halpern, B., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B., Gaines, S., Airamé, S., Warner, R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 33–46. doi:10.3354/meps08029
180. Leujak, W., Ormond, R.F.G., 2008. Reef walking on Red Sea reef flats – Quantifying impacts and identifying motives. *Ocean Coast. Manag.* 51, 755–762. doi:10.1016/j.ocecoaman.2008.07.002
181. Leujak, W., Ormond, R.F.G., 2007. Visitor perceptions and the shifting social carrying capacity of South Sinai’s coral reefs. *Environ. Manage.* 39, 472–89. doi:10.1007/s00267-006-0040-1
182. Lime, D., Stankey, G., 1971. Carrying capacity: maintaining outdoor recreation quality. *Recreat. Symp. Proc.*
183. Lin, J., Lin, T., Cui, S., 2012. Quantitative selection model of ecological indicators and its solving method. *Ecol. Indic.* 13, 294–302. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.024
184. Lin, T., Lin, J.Y., Cui, S.H., Cameron, S., 2009. Using a network framework to quantitatively select ecological indicators. *Ecol. Indic.* 9, 1114–1120. doi:10.1016/j.ecolind.2008.12.009
185. Lindberg, K., Mccool, S., Stankey, G., 1996. Rethinking Carrying Capacity. *Ann. Tour. Res.* 24, 461–465.
186. Liqueste, C., Piroddi, C., Drakou, E.G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., Egoh, B., 2013. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0067737
187. Liu, P.-J., Meng, P.-J., Liu, L.-L., Wang, J.-T., Leu, M.-Y., 2012. Impacts of human activities on coral reef ecosystems of southern Taiwan: a long-term study. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 1129–35. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.03.031
188. Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D., Riera, V., 2008a. Impacts of recreational boating on the marine environment of Cap de Creus (Mediterranean Sea). *Ocean Coast. Manag.* 51, 749–754. doi:10.1016/j.ocecoaman.2008.07.001
189. Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D., Riera, V., 2008b. Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the

marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fish. Res.* 91, 252–259.

doi:10.1016/j.fishres.2007.12.002

190. Los, E., 2001. L'activité de plaisance dans le secteur sud-ouest du lagon néo-calédonien, Université Paris-Sorbonne (Paris V), UFR d'aménagement, Mémoire de maîtrise: Géographie-Aménagement. Paris.
191. Madin, J.S., Baird, A.H., Dornelas, M., Connolly, S.R., 2014. Mechanical vulnerability explains size-dependent mortality of reef corals. *Ecol. Lett.* 17, 1008–1015.
doi:10.1111/ele.12306
192. Mäler, K.-G., 2000. Development, ecological resources and their management: A study of complex dynamic systems. *Eur. Econ. Rev.* 44, 645–665. doi:10.1016/S0014-2921(00)00043-X
193. Maliao, R.J., White, a. T., Maypa, a. P., Turingan, R.G., 2009. Trajectories and magnitude of change in coral reef fish populations in Philippine marine reserves: A meta-analysis. *Coral Reefs* 28, 809–822. doi:10.1007/s00338-009-0532-6
194. Mallet, D., 2014. Des systèmes video rotatifs pour étudier l'ichtyofaune. Applications à l'analyse des variations spatiales et temporelles dans le lagon de Nouvelle-Calédonie. thèse de doctorat.
195. Mangi, S.C., Austen, M.C., 2008. Perceptions of stakeholders towards objectives and zoning of marine-protected areas in southern Europe. *J. Nat. Conserv.* 16, 271–280.
doi:10.1016/j.jnc.2008.09.002
196. Manning, R., Lawson, S., Newman, P., Laven, D., Valliere, W., 2002. Methodological Issues in Measuring Crowding-Related Norms in Outdoor Recreation. *Leis. Sci.* 24, 339–348. doi:10.1080/01490400290050781
197. Manning, R.E., 1999. Crowding and carrying capacity in outdoor recreation: From normative standards to standards of quality. *Leis. Stud. Prospect. twenty-first century.*
198. Manning, R.E., 1985. Crowding norms in backcountry settings: a review and synthesis. *J. Leis. Res.* 17, 75–89.
199. Manning, R.E., Valliere, W. a, 2001. Coping in Outdoor Recreation : Causes and Consequences of Crowding and Conflict Among Community Residents. *J. Leis. Res.* 33, 410–426.

200. Manning, R.E., Valliere, W.A., 1999. Crowding Norms: Alternative Measurement Approaches. *Leis. Sci.* 21, 97–115. doi:10.1080/014904099273174
201. Marre, J.B., Ferraris, J., Badie, M., Leenhardt, P., Wuillemin, P.H., C., C., 2010. Using Bayesian Network modelling to cope with the Marine Protected Areas governance issue, in: ICES. CM 2010/B:17.
202. Martin, C.L., Momtaz, S., Jordan, A., Moltschaniwskyj, N. a., 2015. An assessment of the effectiveness of in-situ signage in multiple-use marine protected areas in providing information to different recreational users. *Mar. Policy* 56, 78–85. doi:10.1016/j.marpol.2015.03.002
203. Mascia, M.B., Claus, C.A., Naidoo, R., 2010. Impacts of Marine Protected Areas on Fishing Communities. *Conserv. Biol.* 24, 1424–1429. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01523.x
204. Mauerhofer, V., 2013. Social capital, social capacity and social carrying capacity: Perspectives for the social basics within environmental sustainability. *Futures* 53, 63–73. doi:10.1016/j.futures.2013.08.006
205. Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol. Econ.* 69, 12–23. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.03.017
206. Maynard, J. a, Anthony, K.R.N., Afatta, S., Dahl-Tacconi, N., Hoegh-Guldberg, O., 2010. Making a model meaningful to coral reef managers in a developing nation: a case study of overfishing and rock anchoring in Indonesia. *Conserv. Biol.* 24, 1316–26. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01487.x
207. McAuliffe, S., Potts, J., Canessa, R., Baily, B., 2014. Establishing attitudes and perceptions of recreational boat users based in the River Hamble Estuary, UK, towards Marine Conservation Zones. *Mar. Policy* 45, 98–107. doi:10.1016/j.marpol.2013.11.009
208. McCook, L.J., 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: Scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. doi:10.1007/s003380050213
209. McCool, S., 1994. Planning for Sustainable Nature Based Development. *Tour. Recreat. Res.* 19. doi:10.1080/02508281.1994.11014708

210. McCool, S.F., 1996. Limits of acceptable change: a framework for managing national protected areas: experience from the united states, in: *Impact Management in Marine Parks*, Kuala Lumpur, Malaysia.
211. McKnight, a. J., Becker, W.W., Pettit, A.J., McKnight, a. S., 2007. Human error in recreational boating. *Accid. Anal. Prev.* 39, 398–405. doi:10.1016/j.aap.2006.09.004
212. Merchant, N.D., Pirota, E., Barton, T.R., Thompson, P.M., 2014. Monitoring ship noise to assess the impact of coastal developments on marine mammals. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 85–95. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.058
213. Michael Erwin, R., 1980. Breeding habitat use by colonially nesting waterbirds in two mid-atlantic US regions under different regimes of human disturbance. *Biol. Conserv.* 18, 39–51. doi:10.1016/0006-3207(80)90064-6
214. Micheli, F., Halpern, B.S., Botsford, L.W., Warner, R.R., 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. Appl.* 14, 1709–1723. doi:10.1890/03-5260
215. Middlebrook, R., Anthony, K.R.N., Hoegh-Guldberg, O., Dove, S., 2010. Heating rate and symbiont productivity are key factors determining thermal stress in the reef-building coral *Acropora formosa*. *J. Exp. Biol.* 213, 1026–1034. doi:10.1242/jeb.031633
216. Milazzo, M., Anastasi, I., Willis, T.J., 2006. Recreational fish feeding affects coastal fish behavior and increases frequency of predation on damselfish *Chromis chromis* nests. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 310, 165–172. doi:10.3354/meps310165
217. Milazzo, M., Badalamenti, F., Ceccherelli, G., Chemello, R., 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 299, 51–62. doi:10.1016/j.jembe.2003.09.003
218. Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Riggio, R.C., Riggio, S., 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: What lessons should be learnt in the Mediterranean sea? *Mar. Ecol.* 23, 280–290. doi:10.1111/j.1439-0485.2002.tb00026.x
219. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*.
220. Miller, J.R., Pikora, T.J., 2008. Alcohol consumption among recreational boaters: Factors for intervention. *Accid. Anal. Prev.* 40, 496–501. doi:10.1016/j.aap.2007.08.004

221. Miller, K.I., Russ, G.R., 2014. Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. *Ocean Coast. Manag.* doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.05.003
222. Moberg, F., Folke, C., 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol. Econ.* 29, 215–233. doi:10.1016/S0921-8009(99)00009-9
223. Molloy, P.P., McLean, I.B., Côté, I.M., 2009. Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 46, 743–751. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01662.x
224. Monz, C. a., Cole, D.N., Leung, Y.F., Marion, J.L., 2010. Sustaining visitor use in protected areas: Future opportunities in recreation ecology research based on the USA experience. *Environ. Manage.* 45, 551–562. doi:10.1007/s00267-009-9406-5
225. Morisseau, O., 2016. Evaluation de la performance des Aires Marines Protégées de la zone du Grand Nouméa, campagne de stations vidéo rotatives STAVIRO 2013. Projet AMBIO.
226. Mortreux, M.-A., 2013. Test et application d'un protocole de suivi de la fréquentation plaisancière du lagon du Grand-Nouméa pour la production d'indicateurs de pression des usages. Projet AMBIO.
227. Moscardo, G., Green, D., Greenwood, T., 2001. How great is the Great Barrier Reef! Tourists' knowledge and understanding of the World Heritage status of the Great Barrier Reef. *Tour. Recreat. Res.* 26, 19–25. doi:10.1080/02508281.2001.11081173
228. Mosquera, I., Côté, I.M., Jennings, S., Reynolds, J.D., 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Anim. Conserv.* 3, 321–332. doi:10.1111/j.1469-1795.2000.tb00117.x
229. Mounet, J.P., 2000. Impact sur le milieu humain des “nouvelles” activités sportives du loisir de nature.
230. Mumby, P.J., 2006. The impact of exploiting grazers (Scaridae) on the dynamics of Caribbean coral reefs. *Ecol. Appl.* 16, 747–769. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[0747:TIOEGS]2.0.CO;2
231. Mumby, P.J., Hastings, A., Edwards, H.J., 2007. Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature* 450, 98–101. doi:10.1038/nature06252

232. Navarro Jurado, E., Damian, I.M., Fernández-Morales, A., 2013. Carrying Capacity Model Applied in Coastal Destinations. *Ann. Tour. Res.* 43, 1–19. doi:10.1016/j.annals.2013.03.005
233. Navarro Jurado, E., Tejada Tejada, M., Almeida García, F., Cabello González, J., Cortés Macías, R., Delgado Peña, J., Fernández Gutiérrez, F., Gutiérrez Fernández, G., Luque Gallego, M., Málvarez García, G., Marcenaro Gutiérrez, O., Navas Concha, F., Ruiz de la Rúa, F., Ruiz Sinoga, J., Solís Becerra, F., 2012. Carrying capacity assessment for tourist destinations. Methodology for the creation of synthetic indicators applied in a coastal area. *Tour. Manag.* 33, 1337–1346. doi:10.1016/j.tourman.2011.12.017
234. Needham, M.D., Rollins, R.B., Wood, C.J.B., 2004. Site-specific encounters, norms and crowding of summer visitors at alpine ski areas. *Int. J. Tour. Res.* 6, 421–437. doi:10.1002/jtr.504
235. Needham, M.D., Szuster, B.W., Bell, C.M., 2011. Encounter norms, social carrying capacity indicators, and standards of quality at a marine protected area. *Ocean Coast. Manag.* 54, 633–641. doi:10.1016/j.ocecoaman.2011.06.004
236. Needham, M.D., Tynon, J.F., Ceurvorst, R.L., Collins, R.L., Connor, W.M., Culnane, M.J.W., 2008. Recreation Carrying Capacity and Management at Pupukea Marine Life Conservation District on Oahu , Hawaii Final Report.
237. Neil, D., 1990. Potential for coral stress due to sediment resuspension and deposition by reef walkers. *Biol. Conserv.* 52, 221–227.
238. Neil, D., 1990. Potential for Coral stress due to sediment resuspension and deposition by reef walkers. *Biol. Conserv.* 52, 221–227. doi:10.1016/0006-3207(90)90127-B
239. Newton, a., 2012. A systems approach for sustainable development in coastal zones. *Ecol. Soc.* 17, 3–4.
240. Nicholson, M., Fryer, R., 2002. Developing effective environmental indicators - Does a new dog need old tricks? *Marine Pollution Bulletin.* pp. 53–61. doi:10.1016/S0025-326X(02)00123-6
241. Niemeijer, D., de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol. Indic.* 8, 14–25. doi:10.1016/j.ecolind.2006.11.012
242. Nobre, a. M., 2011. Scientific approaches to address challenges in coastal management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 434, 279–289. doi:10.3354/meps09250

243. OECD, 1993. OCDE core set of indicators for environmental performance reviews. Environ. Monogr. 83.
244. Oliver, J., Eakin, C.M., Oliver, J.K., Berkelmans, R., Eakin, C.M., 2009. Coral Bleaching 205. doi:10.1007/978-3-540-69775-6
245. Olsen, S.B., 2003. Frameworks and indicators for assessing progress in integrated coastal management initiatives. Ocean Coast. Manag. 46, 347–361. doi:10.1016/S0964-5691(03)00012-7
246. Orams, M., 1999. Marine tourism: Development, Impacts, and Management., Routledge. ed. Psychology Press, London.
247. Ormsby, J., Moscardo, G., Pearce, P., Foxlee, J., 2004. A review of research into tourist and recreational uses of protected natural areas. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville.
248. Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. Science 325, 419–22. doi:10.1126/science.1172133
249. Pandolfi, J.M., Bradbury, R.H., Sala, E., Hughes, T.P., Karen, A., Cooke, R.G., Mcardle, D., Mcclenachan, L., Newman, M.J.H., Paredes, G., Warner, R.R., Jackson, J.B.C., 2003. Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystems. Science (80-.). 301, 955–958. doi:10.1126/science.1085706
250. Pandolfi-Benoit, M., Bretagnolle, V., 2002. Seabirds of the Southern Lagoon of New Caledonia; Distribution, Abundance and Threats. Waterbird Soc. 25, 202–213.
251. Parnell, P.E., Dayton, P.K., Fisher, R. a, Loarie, C.C., Darrow, R.D., 2010. Spatial patterns of fishing effort off San Diego: Implications for zonal management and ecosystem function. Ecol. Appl. 20, 2203–2222. doi:10.1890/09-1543.1
252. Pascal, N., 2010. Valeur Economique des Récifs Coralliens et Ecosystèmes Associés de la Nouvelle-Calédonie Partie I : Valeur financière Rapport final, IFRECOR Nouvelle-Calédonie. Nouméa.
253. Pauly, D., Palomares, M.L., 2005. Fishing down marine food web: It is far more pervasive than we thought, in: Bulletin of Marine Science. pp. 197–211. doi:10.1126/science.279.5352.860

254. Payri, C., 2007. Revised checklist of marine algae (Chlorophyta, Rhodophyta and Ochrophyta) and seagrasses (Marine Angiosperma) of New Caledonia. In C. Payri, B. Richer de Forges Compendium of marine species from New Caledonia, pp. 95-112. Documents Scientifiques et Techn. Chem. Biodivers.
255. Pelletier, D., Ferraris, J., 2000. A multivariate approach for defining fishing tactics from commercial catch and effort data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 51–65. doi:10.1139/f99-176
256. Pelletier, D., García-Charton, J.A., Ferraris, J., David, G., Thébaud, O., Letourneur, Y., Claudet, J., Amand, M., Kulbicki, M., Galzin, R., 2005. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquat. Living Resour.* 18, 15–33. doi:10.1051/alr:2005011
257. Pelletier, D., Mahévas, S., 2005. Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish Fish.* 6, 307–349. doi:10.5326/48.5.toc
258. Pelletier, D., Claudet, J., Ferraris, J., Benedetti-cecchi, L., 2008. Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas 65, 765–779.
259. Pelletier, D., Alban, F., Barnay, A.S., Al., E., 2011. Description des buts, objectifs et actions de gestion des AMP du projet PAMPA. Document interne PAMPA/WP1/Meth/11.
260. Pelletier, D., 2011. Indicators - Construction and validation, in: Claudet, J. (Ed.), *Marine Protected Area: A Multidisciplinary Approach*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 247–289.
261. Pelletier, D., 2011. Indicators - Constructing and validating indicators of the effectiveness of marine protected areas, *Marine Protected Areas: A Multidisciplinary Approach*. doi:10.1017/CBO9781139049382.014
262. Pelletier, D., Leleu, K., Mallet, D., Mou-Tham, G., Hervé, G., Boureau, M., Guilpart, N., 2012. Remote high-definition rotating video enables fast spatial survey of marine underwater macrofauna and habitats. *PLoS One* 7, 1–13. doi:10.1371/journal.pone.0030536
263. Pereira, T.J., Manique, J., Quintella, B.R., Castro, N., de Almeida, P.R., Costa, J.L., 2017. Changes in trophic ecology of fish assemblages after no take Marine Protected Area designation in the southwestern coast of Portugal. *Ocean Coast. Manag.* 137, 144–153. doi:10.1016/j.ocecoaman.2016.12.019

264. Pickering, C.M., Hill, W., 2007. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *J. Environ. Manage.* 85, 791–800. doi:10.1016/j.jenvman.2006.11.021
265. Pidd, M., 2010. Why modelling and model use matter. *J. Oper. Res. Soc.* 61, 14–24.
266. Pinto, R., Jonge, V. de, Neto, J., 2013. Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. *Ocean Coast. Manag.* 72, 64–79. doi:10.1016/j.ocecoaman.2011.06.016
267. Pomeroy, R.S., Watson, L.M., Parks, J.E., Cid, G. a., 2005a. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean Coast. Manag.* 48, 485–502. doi:10.1016/j.ocecoaman.2005.05.004
268. Pomeroy, R.S., Watson, L.M., Parks, J.E., Cid, G.A., 2005b. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean Coast. Manag.* 48, 485–502. doi:10.1016/j.ocecoaman.2005.05.004
269. Pratchett, M.S., Hoey, A.S., Wilson, S.K., 2014. Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 7, 37–43. doi:10.1016/j.cosust.2013.11.022
270. Pratchett, M.S., Hoey, A.S., Wilson, S.K., Messmer, V., Graham, N. a J., 2011. Changes in biodiversity and functioning of reef fish assemblages following coral bleaching and coral loss. *Diversity* 3, 424–452. doi:10.3390/d3030424
271. Preuss, B., 2012. Évaluation de scénarios de gestion des ressources du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie : Intégration des connaissances et modélisation spatialement explicite. thèse Dr. 400. doi:10.6098/2012NCAL0040
272. Priskin, J., 2003. Tourist perceptions of degradation caused by coastal nature-based recreation. *Environ. Manage.* 32, 189–204. doi:10.1007/s00267-002-2916-z
273. Puccia, C.J., Levins, R., 1985. *Qualitative Modeling of Complex Systems* 10–13. doi:10.4159/harvard.9780674435070
274. Quirk, J., Ruppert, R., 1965. Qualitative Economics and the Stability of Equilibrium. *Rev. Econ. Stud.* 32, 311–326.
275. Rako, N., Fortuna, C.M., Holcer, D., Mackelworth, P., Nimak-Wood, M., Pleslić, G., Sebastianutto, L., Vilibić, I., Wiemann, A., Picciulin, M., 2013. Leisure boating noise as a

trigger for the displacement of the bottlenose dolphins of the Cres-Lošinj archipelago (northern Adriatic Sea, Croatia). *Mar. Pollut. Bull.* 68, 77–84.

doi:10.1016/j.marpolbul.2012.12.019

276. Reis, J., Stojanovic, T., Smith, H., 2014. Relevance of systems approaches for implementing integrated Coastal Zone management principles in Europe. *Mar. Policy* 43, 3–12. doi:10.1016/j.marpol.2013.03.013
277. Rekolainen, S., Kämäri, J., Hiltunen, M., Saloranta, T.M., 2003. A conceptual framework for identifying the need and role of models in the implementation of the water framework directive. *Int. J. River Basin Manag.* 1, 347–352. doi:10.1080/15715124.2003.9635217
278. Rice, J.C., Rochet, M.J., 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 516–527. doi:10.1016/j.icesjms.2005.01.003
279. Rochet, M.-J., Trenkel, V.M., 2009. Why and How Could Indicators Be Used in an Ecosystem Approach to Fisheries Management?, in: *The Future of Fisheries Science in North America*. pp. 209–226. doi:10.1007/978-1-4020-9210-7_12
280. Rodgers, J.A., Smith, H.T., 1995. *Society for Conservation Biology Set-Back Distances to Protect Nesting Bird Colonies from Human Disturbance in Florida* Published by : Wiley for Society for Conservation Biology Set-Back Distances to Protect Nesting Bird Colonies from Human Disturbance in. *Conserv. Biol.* 9, 89–99.
281. Rodgers, K.S., Cox, E.F., 2003. The effects of trampling on Hawaiian corals along a gradient of human use. *Biol. Conserv.* 112, 383–389. doi:10.1016/S0006-3207(02)00336-1
282. Roman, G.S.J., Dearden, P., Rollins, R., 2007. Application of Zoning and “Limits of Acceptable Change” to Manage Snorkelling Tourism. *Environ. Manage.* 39, 819–830. doi:10.1007/s00267-006-0145-6
283. Roncin, N., Alban, F., Charbonnel, E., Crec’hriou, R., de la Cruz Modino, R., Culioli, J.M., Dimech, M., Goñi, R., Guala, I., Higgins, R., Lavisse, E., Direach, L. Le, Luna, B., Marcos, C., Maynou, F., Pascual, J., Person, J., Smith, P., Stobart, B., Szelienszky, E., Valle, C., Vaselli, S., Boncoeur, J., 2008. Uses of ecosystem services provided by MPAs: How much do they impact the local economy? A southern Europe perspective. *J. Nat. Conserv.* 16, 256–270. doi:10.1016/j.jnc.2008.09.006

284. Roupheal, A.B., Inglis, G.J., 2002. Increased spatial and temporal variability in coral damage caused by recreational scuba diving. *Ecol. Appl.* 12, 427–440. doi:10.1890/1051-0761(2002)012[0427:ISATVI]2.0.CO;2
285. Russ, G.R., Alcala, A.C., Maypa, A.P., Calumpong, H.P., White, A.T., 2004. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecol. Appl.* 14, 597–606. doi:doi: 10.1890/03-5076\1051-0761
286. Salerno, F., Viviano, G., Manfredi, E.C., Caroli, P., Thakuri, S., Tartari, G., 2013. Multiple Carrying Capacities from a management-oriented perspective to operationalize sustainable tourism in protected areas. *J. Environ. Manage.* 128, 116–25. doi:10.1016/j.jenvman.2013.04.043
287. Saphier, A.D., Hoffmann, T.C., 2005. Forecasting models to quantify three anthropogenic stresses on coral reefs from marine recreation: anchor damage, diver contact and copper emission from antifouling paint. *Mar. Pollut. Bull.* 51, 590–8. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.02.033
288. Saveriades, A., 2000. Establishing the social tourism carrying capacity for the tourist resorts of the east coast of the Republic of Cyprus. *Tour. Manag.* 21, 147–156. doi:10.1016/S0261-5177(99)00044-8
289. Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. a, Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591–6. doi:10.1038/35098000
290. Sekercioglu, C.H., 2002. Impacts of birdwatching on human and avian communities. *Environ. Conserv.* 29, 282–289. doi:10.1017/S0376892902000206
291. Shafer, C.S., Inglis, G.J., 2000. Influence of social, biophysical, and managerial conditions on tourism experiences within the Great Barrier Reef World Heritage Area. *Environ. Manage.* 26, 73–87. doi:10.1007/s002670010072
292. Shafer, C.S., Inglis, G.J., Johnson, V.Y., Marshall, N. a, 1998. Visitor experiences and perceived conditions on day trips to the great barrier reef.
293. Shelby, B., Heberlein, T. a., 1986. Carrying capacity in recreation settings, Oregon state. ed. Corvallis.
294. Shelby, B., Heberlein, T. a., 1984. A conceptual framework for carrying capacity determination. *Leis. Sci.* 6, 433–451. doi:10.1080/01490408409513047

295. Shelby, B., Vaske, J.J., Heberlein, T. a., 1989. Comparative analysis of crowding in multiple locations: results from fifteen years of research. *Leis. Sci.* 11, 269–291.
296. Shivilani, M.P., Suman, D.O., 2000. Dive operator use patterns in the designated no-take zones of the Florida Keys National Marine Sanctuary (FKNMS). *Environ. Manage.* 25, 647–659.
297. Sidman, C.F., Fik, T.J., 2005. Modeling spatial patterns of recreational boaters: vessel, behavioural, and geographic considerations. *Leis. Sci.* 27, 175–189.
298. Simeone, S., Palombo, A.G.L., Guala, I., 2012. Impact of frequentation on a Mediterranean embayed beach: Implication on carrying capacity. *Ocean Coast. Manag.* 62, 9–14. doi:10.1016/j.ocecoaman.2012.02.011
299. Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A.N., 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol. Evol.* 25, 419–27. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005
300. Smallwood, C.B., Beckley, L., Moore, S., 2013. Effects of adjacent land tenure on visitor use of Ningaloo Marine Park, Western Australia. *Australas. J. Environ. Manag.* 20, 130–146. doi:10.1080/14486563.2013.787910
301. Smallwood, C.B., Beckley, L.E., 2012. Spatial distribution and zoning compliance of recreational fishing in Ningaloo Marine Park, north-western Australia. *Fish. Res.* 125-126, 40–50. doi:10.1016/j.fishres.2012.01.019
302. Smallwood, C.B., Beckley, L.E., 2008. Benchmarking Recreational Boating Pressure in the Rottneest Island Reserve, Western Australia. *Tour. Mar. Environ.* doi:10.3727/154427308788714821
303. Smallwood, C.B., Beckley, L.E., Moore, S. a., 2012a. Influence of Zoning and Habitats on the Spatial Distribution of Recreational Activities in a Multiple-Use Marine Park. *Coast. Manag.* 40, 381–400. doi:10.1080/08920753.2012.692312
304. Smallwood, C.B., Beckley, L.E., Moore, S. a., 2012b. An analysis of visitor movement patterns using travel networks in a large marine park, north-western Australia. *Tour. Manag.* 33, 517–528. doi:10.1016/j.tourman.2011.06.001
305. Smallwood, C.B., Beckley, L.E., Moore, S. a., Kobryn, H.T., 2011. Assessing patterns of recreational use in large marine parks: A case study from Ningaloo Marine Park, Australia. *Ocean Coast. Manag.* 54, 330–340. doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.11.007

306. Sorice, M.G., Oh, C.-O., Ditton, R.B., 2007. Managing Scuba Divers to Meet Ecological Goals for Coral Reef Conservation. *AMBIO A J. Hum. Environ.* 36, 316–322. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[316:MSDTME]2.0.CO;2
307. Spaggiari, J., Barré, N., Baudat-Franceschi, J., Borsa, P., 2007. New Caledonian Seabirds. *Compend. Mar. species New Caledonia* 415–428.
308. St. Martin, K., Hall-Arber, M., 2008. The missing layer: Geo-technologies, communities, and implications for marine spatial planning. *Mar. Policy* 32, 779–786. doi:10.1016/j.marpol.2008.03.015
309. Stelzenmüller, V., Maynou, F., Bernard, G., Cadiou, G., Camilleri, M., Crec'hriou, R., Criquet, G., Dimech, M., Esparza, O., Higgins, R., Lenfant, P., Pérez-Ruzafa, A., 2008. Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: implications for successful fisheries management. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 2018–26. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.08.006
310. Stern, D.I., 2004. The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Dev.* 32, 1419–1439. doi:10.1016/j.worlddev.2004.03.004
311. Stewart, G.B., Kaiser, M.J., Côté, I.M., Halpern, B.S., Lester, S.E., Bayliss, H.R., Pullin, A.S., 2009. Temperate marine reserves: global ecological effects and guidelines for future networks. *Conserv. Lett.* 2, 243–253. doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00074.x
312. Stewart-Oaten, A., Bence, J.R., 2001. Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. *Ecol. Monogr.* 71, 305–339. doi:10.1890/0012-9615(2001)071[0305:TASVIE]2.0.CO;2
313. Sutton, S.G., 2005. Factors influencing boater satisfaction in australia's great barrier reef marine park. *Tour. Mar. Environ.* 2, 13–22. doi:10.3727/154427305774865778
314. Szuster, B.W., Needham, M.D., McClure, B.P., 2011. Scuba Diver Perceptions and Evaluations of Crowding Underwater. *Tour. Mar. Environ.* 7, 153–165. doi:10.3727/154427311X13195453162778
315. Tarrant, M., Bright, A., Smith, E., Cordell, K., 1999. Motivations, attitudes, preferences, and satisfactions among outdoor recreationists.
316. Tessier, E., Pothin, K., Bigot, L., Charbanet, P., Fleury, P.G., Bissery, C., David, G., Thomassin, A., Lemoigne, V., Loiseau, N., Définition d'indicateurs de performance et

d'un tableau de bord pour la Réserve Naturelle Marine de La Réunion. Rapport du site atelier de La Réunion pour le projet PAMPA. Octobre 2011. 94pp.

317. Thomassin, A., 2011. " Des réserves sous réserve " : acceptation sociale des Aires Marines Protégées : l'exemple de la région sud-ouest de l'océan Indien. Thèse de doctorat. Université de La Réunion.
318. Toropova, C., Meliane, I., Laffoley, D., Matthews, E., Spalding, M., 2010. Global Ocean Protection: Present Status and Future Possibilities. IUCN, Gland, Switzerland, The Nature Conservancy, Arlington, USA, UNEP-WCMC, Cambridge, UK, UNEP, Nairobi, Kenya, UNU-IAS, Tokyo, Japan, Agence des aires marines protégées, Brest, France.
319. Tseng, Y.P., Kyle, G.T., Shafer, C.S., Graefe, A.R., Bradle, T. a., Schuett, M. a., 2009. Exploring the crowding-satisfaction relationship in recreational boating. *Environ. Manage.* 43, 496–507. doi:10.1007/s00267-008-9249-5
320. Tukey, J.W., 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley, Reading, MA.
321. United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 1992. Agenda 21 [WWW Document]. URL <https://sustainabledevelopment.un.org/milestones/unced> (accessed 2.14.17).
322. Uyarra, M.C., Watkinson, A.R., Côté, I.M., 2009. Managing dive tourism for the sustainable use of coral reefs: Validating diver perceptions of attractive site features. *Environ. Manage.* 43, 1–16. doi:10.1007/s00267-008-9198-z
323. Valentine, P.S., Newling, D., Wachenfeld, D., Sinclair, P., 1993. CRC reef research technical report the estimation of visitor use from GBRPMA data returns.
324. Vallega, A., 2001. Urban waterfront facing integrated coastal management. *Ocean Coast. Manag.* 44, 379–410. doi:10.1016/S0964-5691(01)00056-4
325. Vaske, J.J., Donnelly, M.P., 2002. Generalizing the Encounter-Norm-Crowding Relationship. *Leis. Sci.* 24, 255–269. doi:10.1080/01490400290050718
326. Vaske, J.J., Shelby, L.B., 2008. Crowding as a Descriptive Indicator and an Evaluative Standard: Results from 30 Years of Research. *Leis. Sci.* 30, 111–126. doi:10.1080/01490400701881341
327. Venables, W.N., Ripley, B.D., 2003. *Modern Applied Statistics With S. Technometrics*. doi:10.1198/tech.2003.s33

328. Vermard, Y., Marchal, P., 2008. A dynamic model of the Bay of Biscay pelagic fleet simulating fishing trip choice: the response to the closure of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 2444–2453.
329. Voinov, A., Bousquet, F., 2010. Modelling with stakeholders. *Environ. Model. Softw.* 25, 1268–1281. doi:10.1016/j.envsoft.2010.03.007
330. Vourc'h, 1999. La capacité d'accueil. Une notion essentielle dans les sites naturels. *espace* 166, 18–22.
331. Wagar, A., 1964. The carrying capacity of wild lands for recreation. *Soc. Am. For.* 24.
332. Walker, D.I., Lukatelich, R.J., Bastyan, G., McComb, A.J., 1989. Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. *Aquat. Bot.* 36, 69–77. doi:10.1016/0304-3770(89)90092-2
333. Walters, C., 1997. Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Conserv. Ecol.* 1, 1–19.
334. Walters, C., 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*, Biological Resource Management. Collier Macmillan Publishers, London.
335. Walters, C.J., Hilborn, R., Parrish, R., 2007. An equilibrium model for predicting the efficacy of marine protected areas in coastal environments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64, 1009–1018. doi:10.1139/f07-072
336. Wantiez, L., Frolla, P., Goroparawa, D., Cledor, C., 2014. Suivi quadriennal du lagon du Grand Nouméa. Bilan de santé. Indicateurs de performance 2014. *Prov. Sud la Nouv. Univ. la Nouv.* 120. doi:10.1111/jce.13019
337. Wantiez, L., Garrigue, C., Virly, S., 2004. 3- New Caledonia, in: Pritchard, K., Wendy, T. (Eds.), *Status of Coral Reefs in the South West Pacific*. University of the South Pacific, Suva, Fiji, p. 19.
338. 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. doi:10.1007/s003380050077
339. Wantiez, L., Garrigue, C., 2009. *The status of coral reefs in New Caledonia 2007*, CRISP report. Suva, Fiji.

340. Wantiez, L., Pelletier, D., Coutures, E., Gamp, E., Rolland, E., Mallet, D., Reecht, Y., Dumas, P., Isabelle Jollit, Vigliola, L.. 2011. Rapport du site Nouvelle-Calédonie. Document PAMPA/WP1. Version du 26 mai 2011. 92 p.
341. Whitfield, A. K., Becker, A., 2014. Impacts of recreational motorboats on fishes: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 83, 24–31. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.03.055
342. Widmer, W.M., Underwood, a. J., 2004. Factors affecting traffic and anchoring patterns of recreational boats in Sydney Harbour, Australia. *Landsc. Urban Plan.* 66, 173–183. doi:10.1016/S0169-2046(03)00099-9
343. Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C., Tolimieri, N., 2003. Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: Putting Descartes before des horse? *Environ. Conserv.* 30, 97–103. doi:10.1017/S0376892903000092
344. Wilson, S.K., Babcock, R.C., Fisher, R., Holmes, T.H., Moore, J. a Y., Thomson, D.P., 2012. Relative and combined effects of habitat and fishing on reef fish communities across a limited fishing gradient at Ningaloo. *Mar. Environ. Res.* 81, 1–11. doi:10.1016/j.marenvres.2012.08.002
345. Wood, L.J., Fish, L., Laughren, J., Pauly, D., 2008. Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action. *Oryx.* doi:10.1017/S003060530800046X
346. Yoo, J.-W., Lee, Y.-W., Lee, C.-G., Kim, C.-S., 2013. Effective prediction of biodiversity in tidal flat habitats using an artificial neural network. *Mar. Environ. Res.* 83, 1–9. doi:10.1016/j.marenvres.2012.10.001
347. York, R., Rosa, E.A., Dietz, T., Dreiling, M., Dunlap, R., Foster, B., Frank, D.J., Roberts, T., Rotolo, T., 2009. Footprints on the earth: The environmental consequences. *Am. Sociol. Assoc.* 68, 279–300.
348. You, E., 2004. Etude de l'activité plaisancière dans le lagon du Grand Nouméa, Nouvelle-Calédonie. Service de l'environnement de la Province Sud, Mémoire de DESS.
349. 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. doi:10.1016/S0006-3207(01)00181-1

350. Zintzen, V., Anderson, M.J., Roberts, C.D., Harvey, E.S., Stewart, A.L., Struthers, C.D., 2012. Diversity and Composition of Demersal Fishes along a Depth Gradient Assessed by Baited Remote Underwater Stereo-Video. PLoS One 7. doi:10.1371/journal.pone.0048522
351. Zlaoui, K., 2016. Note sur la connaissance et la perception des Aires Marines Protégées par les usagers en Table des Matières. Projet AMBIO.

IX. Annexe 1

Tableau de la liste des 432 espèces considérées dans les observations par caméra vidéo sous-marine de cette étude. Parmi cette liste, seules les espèces en gras ont été observées entre 2007 et 2013 par caméra vidéo sous-marine à une distance de 5 mètres et moins.

Nom latin

| | |
|----------------------------------|----------------------------------|
| Carcharhinus albimarginatus | |
| Carcharhinus amblyrhynchos | |
| Carcharhinus brevipinna | |
| Carcharhinus falciformis | |
| Carcharhinus leucas | |
| Carcharhinus limbatus | |
| Carcharhinus longimanus | Himantura fai |
| Carcharhinus melanopterus | Himantura granulata |
| Carcharhinus obscurus | Neotrygon kuhlii |
| Carcharhinus plumbeus | Pastinachus sephen |
| Carcharhinus sorrah | Taeniura meyeri |
| Galeocerdo cuvier | Urogymnus asperrimus |
| Negaprion acutidens | Rhynchobatus djiddensis |
| Prionace glauca | Dugong dugon |
| Triaenodon obesus | Caretta caretta |
| Carcharodon carcharias | Chelonia mydas |
| Isurus oxyrinchus | Eretmochelys imbricata |
| Isurus paucus | Dermochelys coriacea |
| Sphyrna lewini | Laticauda colubrina |
| Sphyrna Imokarran | Laticauda laticaudata |
| Stegostoma fasciatum | Hydrophiinae sp. |
| Nebrius ferrugineus | Acanthurus achilles |
| Rhincodon typus | Acanthurus albipectoralis |
| Aetobatus narinari | Acanthurus auranticavus |
| Aetomylaeus maculatus | Acanthurus bariene |
| Aetomylaeus vesperilio | Acanthurus blochii |
| Manta alfredi | Acanthurus dussumieri |
| Mobula tarapacana | Acanthurus grammoptilus |
| Dasyatis bennettii | Acanthurus guttatus |

Acanthurus leucopareius
Acanthurus lineatus
Acanthurus mata
Acanthurus nigricauda
Acanthurus nigricans
Acanthurus nigrofuscus
Acanthurus nigroris
Acanthurus nubilus
Acanthurus olivaceus
Acanthurus pyroferus
Acanthurus triostegus
Acanthurus thompsoni
Acanthurus xanthopterus
Ctenochaetus binotatus
Ctenochaetus cyanocheilus
Ctenochaetus striatus
Naso annulatus
Naso brachycentron
Naso brevirostris
Naso caesius
Naso fageni
Naso hexacanthus
Naso lituratus
Naso lopezi
Naso maculatus
Naso tonganus
Naso unicornis
Naso vlamingii
Paracanthurus hepatus
Prionurus maculatus
Zebrasoma scopas
Zebrasoma velifer
Albula argentea
Albula glossodonta
Abalistes stellatus
Balistapus undulatus
Balistoides conspicillum

Balistoides viridescens
Melichthys niger
Melichthys vidua
Odonus niger
Pseudobalistes flavimarginatus
Pseudobalistes fuscus
Rhinecanthus aculeatus
Rhinecanthus lunula
Rhinecanthus rectangulus
Rhinecanthus verrucosus
Sufflamen bursa
Sufflamen chrysopterum
Sufflamen fraenatum
Xanthichthys auromarginatus
Caesio caerulea
Caesio cuning
Caesio lunaris
Caesio teres
Dipterygonotus balteatus
Gymnocaesio gymnoptera
Pterocaesio chrysozona
Pterocaesio digramma
Pterocaesio marri
Pterocaesio pisang
Pterocaesio tessellata
Pterocaesio tile
Pterocaesio trilineata
Alectis ciliaris
Alepes apercna
Alepes vari
Atule mate
Carangoides chrysophrys
Carangoides coeruleopinnatus
Carangoides dinema
Carangoides ferdau
Carangoides fulvoguttatus
Carangoides gymnostethus

Carangoides hedlandensis
Carangoides malabaricus
Carangoides orthogrammus
Carangoides plagiotaenia
Caranx ignobilis
Caranx lugubris
Caranx melampyus
Caranx papuensis
Caranx sexfasciatus
Caranx tille
Decapterus macarellus
Elagatis bipinnulata
Gnathanodon speciosus
Megalaspis cordyla
Naukrates ductor
Pseudocaranx dentex
Scomberoides commersonianus
Scomberoides lysan
Scomberoides tol
Selar boops
Selar crumenophthalmus
Seriola dumerili
Seriola lalandi
Seriola rivoliana
Trachinotus anak
Trachinotus baillonii
Trachinotus blochii
Trachinotus coppingeri
Uraspis uraspsis
Chaetodon auriga
Chaetodon baronessa
Chaetodon bennetti
Chaetodon citrinellus
Chaetodon ephippium
Chaetodon flavirostris
Chaetodon guentheri
Chaetodon kleinii

Chaetodon lineolatus
Chaetodon lunula
Chaetodon lunulatus
Chaetodon melannotus
Chaetodon mertensii
Chaetodon meyeri
Chaetodon ornatissimus
Chaetodon pelewensis
Chaetodon plebeius
Chaetodon rafflesii
Chaetodon reticulatus
Chaetodon speculum
Chaetodon trifascialis
Chaetodon ulietensis
Chaetodon unimaculatus
Chaetodon vagabundus
Coradion altivelis
Forcipiger flavissimus
Forcipiger longirostris
Hemitaurichthys polylepis
Heniochus acuminatus
Heniochus chrysostomus
Heniochus monoceros
Heniochus singularius
Heniochus varius
Chanos chanos
Chirocentrus dorab
Platax orbicularis
Platax pinnatus
Platax teira
Gerres longirostris
Diagramma picta
Plectorhinchus albovittatus
Plectorhinchus chaetodonoides
Plectorhinchus chrysotaenia
Plectorhinchus flavomaculatus
Plectorhinchus gibbosus

Plectorhinchus lessonii

Plectorhinchus lineatus

Plectorhinchus obscurus

Plectorhinchus picus

Plectorhinchus vittatus

Pomadasyus argenteus

Kyphosus cinerascens

Kyphosus pacificus

Kyphosus sydneyanus

Kyphosus vaigiensis

Microcanthus strigatus

Bodianus anthioides

Bodianus axillaris

Bodianus bilunulatus

Bodianus dictynna

Bodianus loxozonus

Bodianus mesothorax

Bodianus perditio

Bodianus unimaculatus

Cheilinus chlorourus

Cheilinus fasciatus

Cheilinus trilobatus

Cheilinus undulatus

Choerodon anchorago

Choerodon fasciatus

Choerodon graphicus

Choerodon jordani

Coris aygula

Coris batuensis

Coris dorsomacula

Coris gaimard

Coris picta

Coris sandayeri

Epibulus insidiator

Hemigymnus fasciatus

Hemigymnus melapterus

Oxycheilinus celebicus

Oxycheilinus digramma

Oxycheilinus unifasciatus

Gazza minuta

Leiognathus equulus

Leiognathus fasciatus

Gnathodentex aureolineatus

Gymnocranius audleyi

Gymnocranius euanus

Gymnocranius grandoculis

Gymnocranius oblongus

Lethrinus atkinsoni

Lethrinus erythracanthus

Lethrinus genivittatus

Lethrinus harak

Lethrinus laticaudis

Lethrinus lentjan

Lethrinus miniatus

Lethrinus nebulosus

Lethrinus obsoletus

Lethrinus olivaceus

Lethrinus ravus

Lethrinus rubrioperculatus

Lethrinus semicinctus

Lethrinus variegatus

Lethrinus xanthochilus

Monotaxis grandoculis

Monotaxis heterodon

Aphareus furca

Aprion virescens

Lutjanus adetii

Lutjanus argentimaculatus

Lutjanus bohar

Lutjanus fulviflamma

Lutjanus fulvus

Lutjanus gibbus

Lutjanus kasmira

Lutjanus lutjanus

Lutjanus malabaricus

Lutjanus monostigma

Lutjanus quinquelineatus

Lutjanus rivulatus

Lutjanus russellii

Lutjanus sebae

Lutjanus vitta

Macolor macularis

Macolor niger

Paracaesio sordida

Paracaesio xanthura

Symphorichthys spilurus

Symphorus nematophorus

Megalops cyprinoides

Cestraeus goldiei

Cestraeus oxyrhyncus

Cestraeus plicatilis

Chelon macrolepis

Chelon melinopterus

Chelon planiceps

Chelon subviridis

Crenimugil crenilabis

Crenimugil heterocheilos

Ellochelon vaigiensis

Moolgarda buchanani

Moolgarda cunnesius

Moolgarda engeli

Moolgarda seheli

Mugil cephalus

Neomyxus leuciscus

Oedalechilus labiosus

Mulloidichthys flavolineatus

Mulloidichthys pfluegeri

Mulloidichthys vanicolensis

Parupeneus barberinoides

Parupeneus barberinus

Parupeneus ciliatus

Parupeneus crassilabris

Parupeneus cyclostomus

Parupeneus heptacanthus

Parupeneus indicus

Parupeneus multifasciatus

Parupeneus pleurostigma

Parupeneus spilurus

Upeneus moluccensis

Upeneus sulphureus

Upeneus tragula

Upeneus vittatus

Polydactylus sexfilis

Cookeolus japonicus

Heteropriacanthus cruentatus

Priacanthus hamrur

Priacanthus macracanthus

Bolbometopon muricatum

Calatomus carolinus

Calatomus spinidens

Cetoscarus ocellatus

Chlorurus bleekeri

Chlorurus frontalis

Chlorurus japanensis

Chlorurus microrhinos

Chlorurus sordidus

Hipposcarus longiceps

Leptoscarus vaigiensis

Scarus altipinnis

Scarus chameleon

Scarus dimidiatus

Scarus flavipectoralis

Scarus forsteni

Scarus frenatus

Scarus ghobban

Scarus globiceps

Scarus longipinnis

Scarus niger

Scarus oviceps**Scarus psittacus**

Scarus quoyi

Scarus rivulatus

Scarus rubroviolaceus

Scarus schlegeli**Scarus spinus**

Acanthocybium solandri

Euthynnus affinis

Grammatorcynus bicarinatus

Grammatorcynus bilineatus

Gymnosarda unicolor

Rastrelliger kanagurta**Scomberomorus commerson**

Thunnus alalunga

Thunnus albacares

Thunnus obesus

Aethaloperca rogae

Anyperodon leucogrammicus

Aporops bilinearis

Cephalopholis argus

Cephalopholis aurantia

Cephalopholis boenak

Cephalopholis leopardus

Cephalopholis microprion

Cephalopholis miniata

Cephalopholis sexmaculata

Cephalopholis sonnerati

Cephalopholis spiloparaea

Cephalopholis urodeta**Cromileptes altivelis****Diploprion bifasciatum**

Epinephelus areolatus

Epinephelus chlorostigma

Epinephelus coeruleopunctatus

Epinephelus coioides

Epinephelus corallicola

Epinephelus cyanopodus**Epinephelus fasciatus**

Epinephelus fuscoguttatus

Epinephelus hexagonatus

Epinephelus howlandi

Epinephelus lanceolatus

Epinephelus macrospilos

Epinephelus maculatus**Epinephelus malabaricus****Epinephelus merra**

Epinephelus ongus

Epinephelus polyphekadion

Epinephelus retouti

Epinephelus rivulatus

Epinephelus spilotoceps

Epinephelus tauvina

Gracila albomarginata

Grammistes sexlineatus

Grammistops ocellatus

Plectropomus areolatus

Plectropomus laevis**Plectropomus leopardus**

Pogonoperca punctata

Variola albimarginata

Variola louti**Siganus argenteus****Siganus corallinus****Siganus doliatus****Siganus fuscescens****Siganus lineatus****Siganus puellus****Siganus punctatus****Siganus spinus**

Siganus uspi

Siganus vermiculatus

Siganus vulpinus

Siganus woodlandi

Sphyraena barracuda

Sphyraena forsteri

Sphyraena helleri

Sphyraena jello

Sphyraena obtusata

Sphyraena putnamae

Sphyraena qenie

Sphyraena waitii

X. Annexe 2

N° de la sortie : Enquêteur : Site :
.....

N° Questionnaire : Heure :
.....

Etude des usagers récréatifs

(Age minimum de l'enquêté : **15 ans**)

Le GROUPE correspond à un ensemble de personnes qui sont venu et qui repartiront ensemble du site.

Un groupe peut être composé d'une seule personne.

Le SITE est un espace homogène en termes de biotope et de statut de protection, ici il s'agit la plupart du temps de l'îlot, mais il peut aussi s'agir d'un récif ou d'une portion de lagon.

A. Informations sur l'ensemble du groupe

Une personne répond au questionnaire mais l'ensemble du groupe peut apporter des informations au répondant car les informations relevées concernent l'ensemble du groupe

A.1. Vous compris, combien y'a-t-il de personnes au sein de votre groupe ?

A.2. Quelle est l'activité principale pratiquée au cours de cette sortie (activité principale du répondant / une seule réponse possible) ?

- Plaisance / Excursion Plongée Autre :
- Vitesse (KS/PV/KY/JS) Pêche

A.3. D'autres activités sont-elles pratiquées au sein de votre groupe pour cette sortie ?

- Oui Non

Si oui, lesquelles (une seule réponse possible)?

- Plaisance / Excursion Plongée Plusieurs
- Vitesse (KS/PV/KY/JS) Pêche Autre :

A.4. Comment êtes-vous venus sur ce site ?

- Embarcation personnelle Embarcation louée Autre :
- Taxi-Boat :
- Opérateur (ex. escapade)

Si embarcation personnelle ou louée :

A.4.1. Quel est le type de votre embarcation ?

- Voilier >10m Moteur >5m Jet-ski
- Voilier <10m Moteur <5m Autre :

A.4.2. Quel est le type de mouillage utilisé ?

- Corps-mort Ancré Beaché Ponton Autre :

A.4.3. Utilisez-vous les corps-morts pour vous amarrer lors de vos sorties en mer ?

- Toujours Souvent Peu souvent Jamais
 Je ne vais pas sur des zones où il y a des Corps-mort

A.4.4. Êtes-vous allé sur l'îlot ? (au moins 1 pers. / groupe) Oui Non

A.5. Quelle est la durée de votre sortie ?

- A la journée / demi-journée Si plus d'une journée, combien de nuits ?

Si plusieurs jours :

A.5.1. Où dormez-vous (plusieurs réponses possibles) ?

- Dans les aménagements de l'îlot Matériel de camping personnel
 Dans votre bateau Autre :

A.6. Avez-vous fait (ou avez-vous l'intention de faire) un feu sur l'îlot ? Oui Non

Si oui, quels moyens pour faire ce feu

A.6.1. Pour faire ce feu, vous avez utilisé (vous avez l'intention d'utiliser) :

- Un barbecue installé Un coin feu existant Autre :

A.6.2. Vous avez alimenté (vous avez l'intention d'alimenter) ce feu avec :

- Le bois / charbon que vous avez amené Le bois mis à disposition sur l'îlot
 Du bois collecté sur l'îlot Autre :

A.7. Êtes-vous allé vous baigner sur le site actuel (au moins 1 pers. / groupe)? Oui Non

Si oui, espaces fréquentés :

A.7.1. Lors de votre baignade vous êtes allé (plusieurs réponses possibles) :

- Récif peu profond (<2m) Herbiers / Algues Ne sait pas
 Récif profond (>2m) Fonds sableux

A.7.2. Lors de votre baignade vous avez nagé (une réponse possible) :

- En surface uniquement A plus de 5m de profondeur
 Jusqu'à 2m de profondeur Ne sait pas
 Jusqu'à 5m de profondeur

A.8. Avez-vous fréquenté (ou avez-vous l'intention de fréquenter) un autre site que celui sur lequel vous-êtes actuellement au cours de votre sortie ? Si oui, quelle(s) activité(s) y avez-vous pratiqué (sans ordre d'importance) ?

| Sites | Activité 1 | Activité 2 | Activité 3 |
|-------|------------|------------|------------|
| 1. | | | |
| 2. | | | |
| 3. | | | |

B. Perceptions et caractéristiques socio-économiques du « répondant principal » :

Une seule personne répond au questionnaire.

B.1. Sexe : M F

B.2. Année de naissance :

B.3. Catégorie Socio-Professionnelle :

- | | | |
|---|--|---|
| <input type="checkbox"/> Agriculteur exploitant | <input type="checkbox"/> Cadre et profession intellectuelle supérieure | <input type="checkbox"/> Ouvrier |
| <input type="checkbox"/> Artisan, commerçant et chef d'entreprise | <input type="checkbox"/> Profession intermédiaire | <input type="checkbox"/> Retraité |
| | <input type="checkbox"/> Employé | <input type="checkbox"/> Autre personne sans activité professionnelle |

B.4. Lieu de résidence :

- | | | |
|---------------------------------|---|-------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Nouméa | <input type="checkbox"/> Mont-Dore | <input type="checkbox"/> Hors N-C : |
| <input type="checkbox"/> Païta | <input type="checkbox"/> N-C hors communes du | |
| <input type="checkbox"/> Dumbéa | Grand-Nouméa | |

B.5. Depuis combien de temps fréquentez-vous le lagon face au Grand Nouméa (années)?

- | | | |
|--|-------------------------------------|--------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Première fois | <input type="checkbox"/> 1 – 5 ans | <input type="checkbox"/> 11 - 20 ans |
| <input type="checkbox"/> < 1 ans | <input type="checkbox"/> 6 – 10 ans | <input type="checkbox"/> > 20 ans |

B.6. En moyenne, combien de sorties comme celle déclarée aujourd'hui, faites-vous à l'année ?

- | | | | | | |
|--------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------------------|
| <input type="checkbox"/> 1 – 2 | <input type="checkbox"/> 3 – 10 | <input type="checkbox"/> 11 – 20 | <input type="checkbox"/> 21 – 30 | <input type="checkbox"/> 31 – 50 | <input type="checkbox"/> >50 |
|--------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------------------|

B.7.1. Avez-vous décidé de venir sur ce site totalement au hasard ? Oui Non

Si non,

B.7.2. Avez-vous décidé de venir sur ce site car c'est un espace protégé / réglementé ?

- Oui Non

B.7.3. Avez-vous décidé de venir sur ce site car il dispose d'aménagements à terre (barbecue, faré, ...) ? Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.4. Avez-vous décidé de venir sur ce site car il dispose d'aménagements en mer (corps-mort, ponton, ...) ? Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.5. Avez-vous décidé de venir sur ce site car la biodiversité marine y est importante ?

- Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.6. Avez-vous décidé de venir sur ce site pour la beauté de ses paysages sous-marins ?

- Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.7. Avez-vous décidé de venir sur ce site pour la beauté de l'îlot ?

- Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.8. Avez-vous décidé de venir sur ce site car il est habituellement peu fréquenté ?

- Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.9. Avez-vous décidé de venir sur ce site car il y a habituellement du monde sur ce site ?

- Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.10. Avez-vous décidé de venir sur ce site car il y est possible d'y pratiquer votre activité principale déclarée ? Oui Non

B.7.11. Avez-vous décidé de venir sur ce site car il y est possible d'y pratiquer plusieurs activités ?

Oui Non

Pour les propriétaires de bateau,

B.7.12. Avez-vous décidé de venir sur ce site du fait de sa localisation pour la navigation étant donné la météo du jour ? Oui Non

B.7.13. Avez-vous décidé de venir sur ce site car la sécurité du mouillage y est bonne ?

Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

Pour les pêcheurs (hors réserve Mbo/Ronde),

B.7.14. Avez-vous décidé de venir sur ce site car les espèces cibles de la pêche y sont abondantes ?

Oui Non **si oui,** Satisfait Pas satisfait

B.7.15. Avez-vous décidé de venir sur ce site pour une autre raison ?

Oui Non **si oui, lesquelles ? :**

.....
.....

B.8. Le niveau de fréquentation de l'îlot actuellement est-il dérangeant ?

Pas dérangeant Peu dérangeant Dérangeant Très dérangeant

B.9. A votre avis, combien d'embarcations y-a-t-il actuellement autour de l'îlot ?

B.10. A votre avis, combien de personnes y-a-t-il actuellement sur l'îlot ?

B.11. Pour le type de sortie comme celle déclarée aujourd'hui, le dérangement engendré par la fréquentation dépend ... (plusieurs réponses possibles) :

- ... du nombre de personnes présentes sur l'îlot au même moment
- ... du nombre de bateaux présents autour de l'îlot au même moment
- ... d'autres critères, lesquels ? :

.....

Si nombre de personnes sur l'îlot,

B.12.1. Seriez-vous capable d'estimer un niveau de fréquentation préférable, dérangeant et intolérable en nombre de personnes présentes au même moment sur l'îlot ? Oui Non

Si oui, selon vous...

B.12.2. Quel est le nombre maximal de personnes que vous préféreriez voir sur l'îlot ?

B.12.3. Quel est le nombre de personnes au-delà duquel, la fréquentation devient dérangeante ?

B.12.4. Quel est le nombre de personnes au-delà duquel, la fréquentation devient tellement intolérable que vous ne fréquenteriez pas ce site ?

Si nombre d'embarcation autour de l'îlot,

B.13.1. Seriez-vous capable d'estimer un niveau de fréquentation préférable, dérangeant et intolérable en nombre de bateaux présent au même moment autour l'îlot ? Oui Non

Si oui, selon vous...

B.13.2. Quel est le nombre maximal de bateaux que vous préféreriez voir autour de l'îlot ?

B.13.3. Quel est le nombre de bateaux au-delà duquel, la fréquentation devient dérangeante ?

B.13.4. Quel est le nombre de bateaux au-delà duquel, la fréquentation deviens tellement intolérable que vous ne fréquenteriez pas ce site ?

B.14. Lorsque vous arrivez sur un site très fréquenté (une seule réponse possible) :

- Cela n'influence en aucun cas vos pratiques pour la sortie
- Vous évitez les parties de l'îlot trop fréquentées
- Vous ancrez / beachez votre bateau dans une partie de l'îlot moins fréquentée
- Vous venez sur cet îlot durant des périodes de moindre affluence (hiver / semaine / hors vacances)
- Vous allez sur un autre site
- Vous allez dans une partie du lagon moins fréquenté (hors zone d'étude – Grand Nouméa)
- Autre :
- Ne sait pas

B.15. Avez-vous connaissance de l'existence des AMP dans le lagon faisant face au Grand Nouméa ? Oui Non

B.16. Avez-vous connaissance des réglementations des AMP ? Oui (citer) Non

Si oui :

B.17. Pensez-vous que ces réglementations sont :

- Trop strictes
- Insuffisantes
- Bien adaptées
- Ne sait pas

B.18. Pensez-vous que la surveillance des AMP est suffisante ?

- oui
- non
- Ne sait pas

B.19. Perception des effets des AMP

B.19.1. Selon vous, quel est l'effet de l'AMP sur l'écosystème ?

- Très positif
- Plutôt positif
- Plutôt négatif
- Très négatif
- Ne sait pas

B.19.2. Selon vous, quel est l'effet de l'AMP sur votre activité principale déclarée ?

- Très positif
- Plutôt positif
- Plutôt négatif
- Très négatif
- Pas d'effet
- Ne sait pas

C. Informations spécifiques concernant certaines activités

a. Pêche

C.1. Au cours de cette sortie en mer, combien y'a-t-il de pêcheurs (dans le groupe) ?

C.2. Avez-vous pêché autour de l'îlot ? Oui Non

C.3. Quel est le type de de pêche principal pratiqué au cours de la sortie (une seule réponse possible)?

- Pêche du bord Chasse sous-marine Autre :
- Pêche embarquée Ramassage, récolte

C.4. Heure de début de la pêche :h.....

Si activité de pêche effectivement finie, C.5. Heure de fin de la pêche :h.....

C.6. Capture du jour : Quelles espèces avez-vous pêché au cours de la sortie ?

| Famille | Nombre | Taille | Engin de pêche |
|---------|--------|--------|----------------|
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |

C.7. Depuis combien de temps pratiquez-vous la pêche récréative ?

- Première fois < 1 ans 1 – 5 ans 6 – 10 ans > 10 ans

C.8. En général quand pêchez-vous, au cours de ... (une seule réponse possible)

| C.8.1. ... l'année ? | C.8.2. ... la semaine ? | C.8.3. ... la journée ? |
|--|--|---|
| <input type="checkbox"/> Toute l'année <input type="checkbox"/> Plutôt l'été <input type="checkbox"/> Plutôt l'hiver | <input type="checkbox"/> En semaine <input type="checkbox"/> Le WE <input type="checkbox"/> Pendant les vacances <input type="checkbox"/> Indifférent | <input type="checkbox"/> Matin <input type="checkbox"/> Après-midi <input type="checkbox"/> Soirée <input type="checkbox"/> Nuit <input type="checkbox"/> Indifférent |

C.9. Quel est le nombre moyen de vos sorties par an et par type de pêche ?

| C.9.1. Pêche embarquée | C.9.2. Pêche du bord | C.9.3. Pêche sous-marine | C.9.4. Ramassage (pêche à pied) |
|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| <input type="checkbox"/> 0 – 2 | <input type="checkbox"/> 0 – 2 | <input type="checkbox"/> 0 – 2 | <input type="checkbox"/> 0 – 2 |
| <input type="checkbox"/> 3 – 10 | <input type="checkbox"/> 3 – 10 | <input type="checkbox"/> 3 – 10 | <input type="checkbox"/> 3 – 10 |
| <input type="checkbox"/> 11 – 20 | <input type="checkbox"/> 11 – 20 | <input type="checkbox"/> 11 – 20 | <input type="checkbox"/> 11 – 20 |
| <input type="checkbox"/> 21 – 30 | <input type="checkbox"/> 21 – 30 | <input type="checkbox"/> 21 – 30 | <input type="checkbox"/> 21 – 30 |
| <input type="checkbox"/> 31 – 50 | <input type="checkbox"/> 31 – 50 | <input type="checkbox"/> 31 – 50 | <input type="checkbox"/> 31 – 50 |

| | | | |
|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| <input type="checkbox"/> >50 | <input type="checkbox"/> >50 | <input type="checkbox"/> >50 | <input type="checkbox"/> >50 |
|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|

C.10. Captures annuelles.

| famille principales pêchées (par ordre décroissant de poids) | |
|--|----|
| 1. | 4. |
| 2. | 5. |
| 3. | 6. |

b. Vitesse :

C.11. Quel est le type d'embarcation principal utilisé (une seule réponse possible) ?

Jet-ski Kayak / Va'a Kite-Surf Planche à Voile Autre :

C.12. Quelle est la durée de pratique de l'activité sur la totalité de la sortie (heure)?h

C.13. Où pratiquez-vous cette activité autour de l'îlot ?

Partie au vent Partie sous le vent Les deux Autre :

C.14. Depuis combien de temps pratiquez-vous cette activité de « vitesse » ?

Première fois < 1 ans 1 – 5 ans 6 – 10 ans > 10 ans

C.15. En général quand pratiquez-vous cette activité de vitesse, au cours de ... (une seule réponse possible)

| C.15.1. ... l'année ? | C.15.2. ... la semaine ? | C.15.3. ... la journée ? |
|--|--|---|
| <input type="checkbox"/> Toute l'année <input type="checkbox"/> Plutôt l'été <input type="checkbox"/> Plutôt l'hiver | <input type="checkbox"/> En semaine <input type="checkbox"/> Le WE <input type="checkbox"/> Pendant les vacances <input type="checkbox"/> Indifférent | <input type="checkbox"/> Matin <input type="checkbox"/> Après-midi <input type="checkbox"/> Soirée <input type="checkbox"/> Nuit <input type="checkbox"/> Indifférent |

C.16. En moyenne, combien de sorties où vous pratiquez cette activité de « vitesse » effectuez-vous par an ?

0 – 2 3 – 10 11 – 20 21 – 30 31 – 50 >50

c. Plongée (avec bouteille) :

C.17. Combien de plongées avez-vous effectuées au cours de cette sortie ?

C.18. Combien de plongeur(s) ont effectivement plongé ?

C.19. Avez-vous plongé autour de l'îlot ? Oui Non

C.20. Depuis combien de temps pratiquez-vous la plongée ?

Première fois

< 1 ans

1 – 5 ans

6 – 10 ans

> 10 ans

C.21. En général quand pratiquez-vous la plongée, au cours de ... (une seule réponse possible)

| C.21.1. ... l'année ? | C.21.2. ... la semaine ? | C.21.3. ... la journée ? |
|--|--|---|
| <input type="checkbox"/> Toute l'année <input type="checkbox"/> Plutôt l'été <input type="checkbox"/> Plutôt l'hiver | <input type="checkbox"/> En semaine <input type="checkbox"/> Le WE <input type="checkbox"/> Pendant les vacances <input type="checkbox"/> Indifférent | <input type="checkbox"/> Matin <input type="checkbox"/> Après-midi <input type="checkbox"/> Soirée <input type="checkbox"/> Nuit <input type="checkbox"/> Indifférent |

C.22. En moyenne, combien de sorties où vous pratiquez l'activité de plongée effectuez-vous par an ?

- 0 – 2
- 3 – 10
- 11 – 20
- 21 – 30
- 31 – 50
- >5

XI. Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure I-1: Carte de positionnement de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique, des Aires Marines Protégées en Nouvelle-Calédonie et du cas d'étude (B)..... | 17 |
| Figure I-2: Schéma du cadre conceptuel Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) (d'après Atkins et al., 2011 et Gregory et al., 2013). La description de chaque composant D-P-S-I-R est indiquée dans les cadres correspondant | 20 |
| Figure I-3: Modèle conceptuel DPSIR adapté à la gestion des Aires Marines Protégées | 21 |
| Figure I-4: Approche méthodologique mise en œuvre dans le cadre des espaces côtiers gérés par AMP et basée sur le modèle conceptuel DPSIR avec des indicateurs quantitatifs et un modèle de simulation... | 23 |
| Figure I-5: Schéma présentant le positionnement des étapes de la recherche (chapitres 1 à 5) dans le modèle DPSIR | 24 |
| Figure II-1 : Map of the lagoon, islets and reefs facing Noumea, Dumbea and Païta. Reefs and islets named and filled in grey are sites included in this study..... | 34 |
| Figure II-2: Number of inhabitants per year in Noumea and nearby cities (in numbers/10. black bars) and number of registered boats (grey bars) between 2004 and 2014 (ISEE, 2014). | 35 |
| Figure II-3 . Number (left) and density (nb/km ²) (right) of boats on reefs and islets as a function of year and protection status (inside MPA (grey) and outside MPA (white)). Bold bars indicate median value, limits of boxes indicates the first and third quartiles and tips of vertical bars correspond to the first and ninth deciles..... | 39 |
| Figure II-4. Number of boats per boat type and overall boat types, per season and per year for weekend days (grey) and weekdays (white). Bold bars indicate median value, limits of boxes first and third quartiles and vertical bars first and ninth deciles..... | 43 |
| Figure II-5. Overall number of boats per day trip as function of time. Stacked bars represent the number of boats per day trip inside MPAs (grey) and outside MPAs (black). The table below the plot reports for each year the number of peak days per day type and season based on the corresponding threshold: year-specific (dotted lines) and based on all observations (dashed line)..... | 44 |
| Figure II-6: Number of boats observed per day trip, per mooring type for 2008 (white) and 2013 (grey). Horizontal dashed lines represent the total number of permanent moorings for each year. The same letter under two contiguous boxplots indicates a significant difference between corresponding category combinations, based on the post-hoc test (Tukey) at the 5% significance level. | 47 |
| Figure II-7. Projection of boat type and mooring type variables on the factorial plan of the factorial correspondent analysis. Site types are projected on factorial plan as illustrative variable..... | 48 |
| Figure II-8: Positionnement des conclusions du chapitre 1 dans le modèle DPSIR. | 53 |
| Figure III-1: Islets and MPAs considered in this study with their geographical and managerial characteristics. | 63 |
| Figure III-2: Relationship between users' activities and behaviors with associated pressure levels on the islet. | 65 |
| Figure III-3: Estimated annual number of groups and number of visitors landing on the islet for each boat type. Size and proportion of sectorial diagrams are proportional to the number of groups per boat type | 69 |
| Figure III-4: For each activity, number of groups displaying a given behavior at a given islet with 95% CI. Plots related to landing and speed activities were truncated for clarity. The number of groups (and associated 95% CI) disembarking and practicing speed activity at Maître islet was added to the plot (white figures). | 74 |

| | |
|--|-----|
| Figure III-5: Number of user groups per islet with 95% CI. Top: manageable selection criteria; bottom left: non manageable criteria, and bottom right: environmental quality. The overall number of groups (summed over sites) (and with 95% CI) for each criterion is displayed above the corresponding barplot | 75 |
| Figure III-6: Projection of activity and behavior categories (A) for speed (out MA: speed activity outside mooring area, in MA: speed activity inside mooring area), swimming, fishing and on land activity on factorial plans of the MCA. Selection criteria, islets (bold) and boat type (italics) only were projected on the factorial plan (B). Only categories significantly different from origin based on v test are displayed. 76 | |
| Figure III-7: Ternary diagrams depicting the selection criteria characteristic of each islet. Each tip of a ternary diagram corresponds to a criterion category: environmental quality (both on the islet and underwater) (top), manageable criteria (i.e. practice of an activity, existence of amenities, quietness or protection status) (bottom left) and non manageable criteria (accessibility, weather conditions or random selection) (bottom right). Darker grey patches represent a higher proportion of users mentioning the corresponding combination of selection criteria. Percentages displayed at each tip represent the annual proportion of groups mentioning a criterion in that category. | 78 |
| Figure IV-1: Islets and MPAs considered in this study with their geographical and managerial characteristics (adapted from Gonson et al., under review) | 92 |
| Figure IV-2: Number of observed boats on week-end days during boat counts in 2013 (grey) and questionnaire survey (white) | 95 |
| Figure IV-3: Proportion of users having other disturbing criteria per criteria..... | 99 |
| Figure IV-4: Projection of disturbing criteria (black, bold and italic) and coping strategies on the factorial plan of the MCA. Islets (dark grey and italic) and boat types (light grey) only were projected on the factorial plan..... | 100 |
| Figure IV-5: Boat density per site according to visitor estimations. Visitor estimations depend on preferred (white), bothering (light grey) and intolerable (dark grey) boat density according to visitors interviewed. Black boxplot display the boat density observed in 2013 on weekend days. Percentage display answer rate of users considering number of boat as a disturbing criteria for each estimation. Result from Wilcoxon test between evaluation dimension and boat counts for each islet are display above corresponding boxplot (with *: p-value < 0.5; **: p-value < 0.01; and ***: p-value < 0.001 | 101 |
| Figure IV-6: Visitor density per site according to visitor estimations. Visitor estimations depend on preferred, bothering and intolerable visitor density according to visitors interviewed. Dashed lines display mean number estimate of visitors having debarked on the islet during their trip based on boat observation in 2013 on weekend days. | 102 |
| Figure IV-7: Positionnement des conclusions des chapitres 2 et 3 dans le modèle DPSIR. | 109 |
| Figure V-1: Carte des îlots et récifs du lagon du Grand Nouméa et positionnement des stations d'observation mobilisées pour l'étude de l'évolution temporelle de l'état écologique..... | 122 |
| Figure V-2: Ilots et récifs du lagon du Grand Nouméa et positionnement des stations d'observation réalisées en 2013 | 124 |
| Figure V-3: Diagramme de dispersion du recouvrement en corail vivant (haut), pourcentage de coraux à morphologie sensible (milieu) et recouvrement en herbier (bas) en fonction de l'année et du statut de protection. La significativité des facteurs année et statut de protection est affichée avec * : p < 0.05 et *** : p < 0.001. Pour un statut de protection donné, une lettre identique affichée en dessous des diagrammes indiquent une différence significative entre deux années. | 128 |
| Figure V-4: Diagramme de dispersion de la richesse spécifique des peuplements en fonction de l'année et du statut de protection (haut), de la localisation de l'observation sur le récif (bas gauche) et du type d'habitat (bas droite). La significativité des facteurs est affiché avec ** : p < 0.01 et *** : p < 0.001. Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités de ces facteurs. | 129 |
| Figure V-5: Diagramme de dispersion de de l'indice de biodiversité de Pielou en fonction du type d'habitat et de l'année. La significativité des facteurs année et statut de protection est affiché avec *** : p < 0.001. | |

| | |
|---|-----|
| Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités des facteurs concernés | 130 |
| Figure V-6: Diagramme de dispersion de de la densité (nb/100m ²) d'individus en fonction de l'année (haut gauche), du statut de protection (haut droite), de la localisation de l'observation sur le récif (bas gauche) et de l'habitat (bas droite). La significativité des facteurs est affiché avec * : p<0.05 ; *** : p<0.001. Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités de ces facteurs. | 131 |
| Figure V-7: Diagramme de dispersion de de la densité d'individus (nb/100m ²) des espèces cibles de la chasse en fonction de l' »année (haut gauche), du statut de protection (haut droite), de la localisation de l'observation sur le récif (bas gauche) et de l'habitat (bas droite). La significativité des facteurs est affiché avec * : p <0.05 ; *** : p<0.001. Une lettre identique affichée en dessous de deux diagrammes indique une différence significative entre les modalités de ces facteurs..... | 132 |
| Figure V-8 : Nombre de bateaux extrapolé à l'année, richesse spécifique moyenne par station et densité moyenne par station en fonction de l'année dans le lagon face à Nouméa..... | 138 |
| Figure V-9: Moyennes du nombre de bateaux (haut) et de bateaux ancrés et beachés (bas) observés par sortie et par zone. Les points noirs sur les cartes correspondent à la localisation des observateurs au moment du comptage..... | 147 |
| Figure V-10: Moyennes du nombre total d'oiseaux (haut), d'oiseaux en reproduction (milieu) et d'espèces d'oiseaux (bas) observés par sortie et par zone. Les points noirs sur les cartes correspondent à la localisation des observateurs au moment du comptage. | 148 |
| Figure V-11: Relations entre pression et état dans le schéma DPSIR. | 152 |
| Figure VI-1: Carte des aires marines protégées et îlots du Grand Nouméa en fonction de leur catégorie selon le Recreational Opportunity Spectrum (Clark and Stankey, 1979)..... | 161 |
| Figure VI-2: Exemple d'un graphique directionnel et de la matrice de communauté associée entre les populations de deux espèces (SP1 et SP2). | 162 |
| Figure VI-3: Graphique directionnel du modèle et matrices des communautés correspondantes. Les couleurs utilisées dans le graphique directionnel et dans la matrice des communautés correspondent aux processus présentés dans le Tableau VI-1 | 165 |
| Figure VI-4: Positionnement du modèle dans le cadre conceptuel DPSIR | 167 |
| Figure VI-5: Classification des relations en fonction de la distribution des poids associés aux relations | 170 |
| Figure VI-6: Pourcentage de simulation en fonction de leur prédiction vis à vis de l'évolution des composants du modèle pour chacun des scénarios définis. Les lignes verticales pointillées représentent 50% des simulations. | 179 |
| Figure VI-7: Illustrations de trois résultats du modèle représentant les poids de relations favorables à l'augmentation de l'état écologique des sites pour les scénarios 1, 2 et 3. Les relations sont représentées selon qu'elles sont associées à des poids forts (lignes épaisses), faibles (lignes fines), neutres (lignes grises) ou que les poids associé à la relation diffèrent entre l'évolution de l'état écologique des sites (lignes pointillées). Le remplissage des nœuds par une couleur indique la perturbation associée au scénario avec rouge pour une diminution et vert pour une augmentation. . | 182 |
| Figure VI-8: Illustrations de trois résultats du modèle représentant les poids de relations favorables à l'augmentation de l'état écologique des sites pour les scénarios 4,5 et 6. Les relations sont représentées selon qu'elles sont associées à des poids forts (lignes épaisses), faibles (lignes fines), neutres (lignes grises) ou que les poids associé à la relation diffèrent entre l'évolution de l'état écologique des sites (lignes pointillées). Le remplissage des nœuds par une couleur indique la perturbation associée au scénario avec rouge pour une diminution et vert pour une augmentation. | 183 |
| Figure VI-9: Plan factoriel de l'analyse factorielle des correspondances représentant les prédictions des états écologiques de chaque catégorie de sites et pour chaque scénario testé. Les prédictions de couleur bleues sont associées à une augmentation de l'état écologique des 3 catégories de sites, les vertes de 2 catégories de site, les oranges d'une catégorie de site tandis que les prédictions rouges sont associées à | |

une diminution de l'état écologique de l'ensemble des sites. Le positionnement du cas du Grand Nouméa en fonction du poids des relations définies dans le Tableau VI-2 est représenté par un point noir. S1 : augmentation de la démographie ; S2 : augmentation de la démographie + marina ; S3 : augmentation démographique + marina + aménagement du littoral ; S4 : augmentation démographique + événement climatique extrême ; S5 : augmentation démographique + limitation de l'accès aux réserves naturelles ; S6 : augmentation démographique + limitation de la pêche dans les sites primitifs 186

Figure VI-10: Plan factoriel de l'analyse factorielle des correspondances représentant les relations du modèle selon le type de relation (texte), la catégorie de site et le poids relatif de la relation. L'espace factoriel correspondant à une augmentation de l'état écologique des sites modernes (rouge), semi-modernes (vert) et primitifs (bleu) sont représentés par des polygones..... 187

XII. Liste des tableaux

| | |
|--|-----|
| Tableau I-1 Méthodes d'observation, année d'échantillonnage, nombre d'observations et chapitres dans lesquels les données ont été mobilisées (cellules remplies en noir). | 23 |
| Tableau II-1: Number of day trips per year, season and day type. | 35 |
| Tableau II-2: Number of sampling day trips per category of weather-related variables. | 36 |
| Tableau II-3: Metrics, data distribution and explanatory factors included in each model. | 38 |
| Tableau II-4: Mean number (\pm variance) of boats per year, site type for all boat types and per boat type. | 40 |
| Tableau II-5: Proportion of deviance explained by each temporal factor or interaction of factors (rows) found to significantly influence boat numbers (overall or per boat type, column). The number of observations for each model was 118. | 41 |
| Tableau II-6: Effects of explanatory factors on the mean number of boats per boat type (**: 0.1% significance level, *: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, ns: non-significant). The metric decreases (\downarrow) or increases (\uparrow) with corresponding category relative to the reference category (zero effect). For example, downward arrows for day type or season indicate respectively a decrease of the number of boats during week days relative to weekend days and warm season relative to cold season. | 42 |
| Tableau II-7: Relative proportion of deviance explained on the probability of the occurrence of peaks by each temporal factor and the model for each year and overall observations. | 45 |
| Tableau II-8: Key variables affecting the occurrence probability of peak boat numbers (**: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, ns: non-significant). The metric decrease (\downarrow) or increase (\uparrow) with corresponding category relative to intercept. For example, downward arrows for day type or season indicate respectively a decrease of the peak boat number during weekdays compared to weekend days and warm season compared to cold season. | 46 |
| Tableau III-1: Number of questionnaires administrated per boat type and islet and mean sampling rate per boat type and islet over the 8 field trips. | 66 |
| Tableau III-2 : Outcomes of the models of user's practices (**: 0.1% significance level, **: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, Ns: non-significant). Multiple comparisons provided the direction of effect between significantly different categories (termed "Direction of effect" below). R ² statistics were computed as the ratio of the deviance explained by the model and the deviance to that of the null model. n was the sample size for each response. For each significant factor, partial R ² is shown parentheses. | 71 |
| Tableau III-3: Outcomes of the models of the site selection criteria (**: 0.1% significance level, **: 1% significance level, *: 5% significance level, .: 10% significance level, Ns: non-significant). Multiple comparisons provided the direction of effect between significantly different categories (termed "Direction of effect" below). R ² statistics were computed as the ratio of the deviance explained by the model and the deviance to that of the null model. n was the sample size for each response. For each significant factor, partial R ² is shown in parentheses. | 72 |
| Tableau IV-1: Mean boats and visitors error estimations of users in function of factors of interest. For each factors, significant differences between modalities are display with same letter indices (Kruskal test at 5% rate). | 97 |
| Tableau IV-2: Proportion of user's per crowding perception in function of factors of interest (**: 0.1% significance level, **: 1% significance level, *: 5% significance level based on Chi-2 test) | 98 |
| Tableau V-1: Métriques, facteurs explicatifs testés et type de modèle de chacun des modèles. | 123 |
| Tableau V-2: Moyennes et écart-types associés de chaque variable décrivant l'habitat pour les deux types d'habitat | 125 |

| | |
|--|-----|
| Tableau V-3: Répartition des observations en fonction de l'année, de la zone au sein du site, de l'habitat et du statut de protection. <i>HR : Hors réserve ; RE : Réserve ; Durs : type d'habitat de substrat dur ; Meubles : type d'habitat de substrat meuble</i> | 126 |
| Tableau V-4: Répartition des observations entre l'habitat, de la zone au sein du site et du statut de protection pour l'année 2013. | 126 |
| Tableau V-5: Abondance relative et facteurs illustratifs corrélés avec les 6 premiers axes factoriels de l'analyse en composante principale réalisées sur les structures des peuplements observés en 2013. Les 5 espèces dont les abondances relatives sont les plus corrélés aux axes, soit positivement, soit négativement sont représentés dans le tableau. Les facteurs illustratifs significativement corrélés (value test (Lebart et al., 1984)) avec les axes factoriels sont représentés selon que cette corrélation soit négative ou positive..... | 134 |
| Tableau V-6: Nombre total d'oiseaux observés par espèces, en reproduction et en chasse. | 145 |
| Tableau VI-1: Processus considérés dans le modèle et implications pour la gestion de l'environnement côtier. | 164 |
| Tableau VI-2: Nombres de relations considérées par catégorie ROS, catégorie de relation et poids pour décrire le cas d'étude du grand Nouméa dans le modèle suite aux connaissances acquises dans les chapitres 1, 2 et 3 du manuscrit. | 172 |
| Tableau VI-3: Tableau des scénarios à tester et des inputs associés dans le modèle | 173 |
| Tableau VI-4: Prédiction d'évolution des composants du modèle à partir de la matrice adjointe (Adj) et pondération de ces prédictions (W) en fonction du scénario avec S1 : augmentation de la démographie ; S2 : augmentation de la démographie + marina ; S3 : augmentation démographique + marina + aménagement du littoral ; S4 : augmentation démographique + événement climatique extrême ; S5 : augmentation démographique + limitation de l'accès aux réserves naturelles ; S6 : augmentation démographique + limitation de la pêche dans les sites primitifs. Les cases remplies en orange et bleues renseignent respectivement d'une prédiction d'augmentation ou de diminution pour le nœud et le scénario correspondant. Les pondérations de prédiction en gras renseignent d'un niveau de confiance $\geq 50\%$ | 175 |
| Tableau VI-5: Pourcentage de simulations en fonction de la combinaison de prédictions sur l'évolution de l'état écologique des sites modernes, semi-modernes, primitifs (Em, Es et Ep) par scénario. S1 : augmentation de la démographie ; S2 : augmentation de la démographie + marina ; S3 : augmentation démographique + marina + aménagement du littoral ; S4 : augmentation démographique + événement climatique extrême ; S5 : augmentation démographique + limitation de l'accès aux réserves naturelles ; S6 : augmentation démographique + limitation de la pêche dans les sites primitifs. | 176 |

Résumé

Les espaces côtiers sont des socio-écosystèmes complexes où les composantes écologiques, humaines et décisionnelles présentent des relations multiples et réciproques. Du fait de la croissance démographique et du tourisme, ces espaces sont menacés en permanence par l'augmentation de l'intensité et de la diversité des usages récréatifs qui y sont pratiqués. Afin de mieux évaluer et gérer ces espaces, il est nécessaire de prendre en compte explicitement les usages qui s'y pratiquent et les modalités d'intervention de la gestion.

L'analyse de données de suivi de la fréquentation sur une période de 10 ans, ainsi que d'enquêtes auprès des usagers a permis de montrer que le nombre d'usagers a particulièrement augmenté dans les AMP durant les week-ends et la saison estivale, avec aussi une fréquence et une intensité accrues des pics de fréquentation. Bien que les pratiques au sein des AMP soient moins impactantes car encadrées par la gestion, les pressions dues aux usages récréatifs y sont plus importantes du fait de la concentration des usagers dans ces espaces. On a constaté que l'état de santé de la biodiversité avait diminué et que la capacité de charge sociale était atteinte dans certains espaces récréatifs. Par ailleurs, dans les AMP, la qualité environnementale apparaît comme un facteur important de satisfaction pour les usagers, mais les impacts qu'ils engendrent entraînent une perte de la biodiversité au niveau des peuplements de poissons, des oiseaux et des habitats coralliens. De plus, la concentration des usagers et la diversification de pratiques parfois conflictuelles dégradent la qualité de l'expérience des usagers les incitant à se déplacer vers d'autres sites. En conséquence les pressions se diffusent vers des sites moins accessibles, souvent moins réglementés et donc plus vulnérables.

L'ensemble de ces résultats a permis de définir un modèle décrivant les relations entre biodiversité, usages et réponse de gestion, et ce dans le but de tester des scénarios utiles à la gestion des espaces côtiers tout en identifiant les besoins en acquisition de connaissances.

Mots clés : Usages, Nouvelle-Calédonie, AMP, GIZC, évaluation, indicateur, DPSIR

Abstract

Coastal areas are complex socio-ecosystem where ecological, human and decisional compounds show multiple and reciprocal relationships. Because of the growth of population and tourism sector, coastal areas are permanently threatened through increase of recreational uses and diversification of related activities. To better understand coastal areas functioning, it is necessary to take into account uses and their management.

Monitoring data over a ten years period revealed that recreational uses greatly increased especially within Marine Protecting Areas (MPA), during week-end days and warm season resulting to higher and more frequent frequentation peaks. While, practices within MPA are managed to decrease impacts, pressures associated with recreational uses are higher because of the concentration of users within MPA. As a consequence, ecological state decrease and social carrying capacity has been reached in several sites. Environmental quality is an important feature of satisfaction for recreational users but their activity lead to ecological impacts on fish, bird and habitat diversity of reef ecosystems. In addition, users' concentration and the diversification of sometimes conflicting practices decrease quality of experience of users and can lead to their displacement to other sites. As a consequence, pressures spread to less accessible sites, often not regulated and thus more threatened.

Results allowed defining a model describing relationship between biodiversity, uses and management response. This model was used to test management scenarios, useful for integrated coastal area management and for identify knowledge gaps.

Key words : Uses, New-Caledonia, MPA, ICZM, assessment, indicator, DPSIR