



CRISP



Coral Reef InitiativeS for the Pacific
Initiatives Corail pour le Pacifique

Agence des
aires marines protégées

RAPPORT DE SYNTHÈSE

CONTRIBUTION À L'INVENTAIRE BIOLOGIQUE ET À L'ÉVALUATION DES RESSOURCES SUR LES RÉCIFS DES CHESTERFIELD

Mission CHESTER2010
06 - 21 août 2010

Editeurs : Eric Clua, Lionel Gardes,
Sheila A. McKenna, Caroline Vieux



CONSERVATION
INTERNATIONAL



Clua E., Gardes L., McKenna S., Vieux C. (eds). Contribution à l'inventaire biologique et à l'évaluation des ressources sur les récifs des Chesterfield = Contribution to the biological inventory and resource assessment of the Chesterfield reefs. – Apia, Samoa : SPREP, 2011.

264 pp. 29.7 x 21 cm.

ISBN: 978-982-04-0417-5 (print)

978-982-04-0418-2 (online)

1. Marine resources – New Caledonia - Oceania. 2. Biological diversity – New Caledonia - Oceania. 3. Protection of natural resources – Oceania. I. Werry, Jonathan. II. Wangunu, Noel. III. VanDijken, Schannelle, IV. Baudat, Julien. V. Oremus, Marc. VI. Garrigue, Claire. VII. Vignaud, Thomas. VIII. Francis, Malcolm. IX. Planes, Serge. X. Lasne, Grégory. XI. Title.

333.95

CONTRIBUTION À L'INVENTAIRE BIOLOGIQUE ET À L'ÉVALUATION DES RESSOURCES SUR LES RÉCIFS DES CHESTERFIELD

CONTRIBUTION TO THE BIOLOGICAL INVENTORY AND RESOURCES ASSESSMENT OF THE CHESTERFIELD REEFS

Edité par : Eric Clua, Lionel Gardes, Sheila A. McKenna, Caroline Vieux

Edited by: Eric Clua, Lionel Gardes, Sheila A. McKenna, Caroline Vieux

*Avec les contributions de : Julien Baudat-Franceschi, Malcolm Francis, Claire Garrigue,
Jeffrey Kinch, Grégory Lasne, Marc Oremus, Serge Planes, Schannelle Van Dijken,
Thomas Vignaud, Noel Wangunu, Jonathan Werry*

*With contributions from: Julien Baudat-Franceschi, Malcolm Francis, Claire Garrigue,
Jeffrey Kinch, Grégory Lasne, Marc Oremus, Serge Planes, Schannelle Van Dijken,
Thomas Vignaud, Noel Wangunu, Jonathan Werry*

Secrétariat du Programme Régional Océanien de l'Environnement, Apia, Samoa
Secrétariat général de la Communauté du Pacifique, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

*Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme, Apia, Samoa
Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia*

2011





Photo@ SCO/JBF

TABLE DES MATIÈRES

TABLE OF CONTENTS

Participants et auteurs	5	Participants and authors	5
Profil des organisations	6	Organizational Profiles	6
Résumé exécutif	11	Executive summary	14
Remerciements	17	Acknowledgements	17
CHAPITRE 1	19	CHAPTER 1	27
INTRODUCTION		INTRODUCTION	
CHAPITRE 2	33	CHAPTER 2	33
HABITAT CORALLIEN		CORAL REEF HABITAT	
2-1 Inventaire des coraux scléractiniaires	35	2-1 Inventory of scleractinian corals	55
2-2 Description des communautés benthiques coralliennes	61	2-2 Description of coral benthic communities	85
CHAPITRE 3	91	CHAPTER 3	91
LES RESSOURCES EN INVERTÉBRÉS	93	TARGETTED INVERTEBRATE SPECIES	103
CHAPITRE 4	109	CHAPTER 4	109
LES RESSOURCES EN POISSONS	111	FISH RESOURCES	119
CHAPITRE 5	123	CHAPTER 5	123
LES REQUINS		SHARKS	
5-1 Requins blancs	125	5-1 White shark	127
5-2 Requins tigres	129	5-2 Tiger shark	139
5-3 Les requins de récif	145	5-3 Reef sharks	153
CHAPITRE 6	157	CHAPTER 6	157
LES OISEAUX	159	BIRDS	181
CHAPITRE 7	195	CHAPTER 7	195
LES CÉTACÉS	197	CETACEANS	201
CHAPITRE 8	205	CHAPTER 8	205
SYNTHÈSE ET CONCLUSION.....	207	SYNTHESIS AND CONCLUSION	211
ANNEXES	215	APPENDICES	215

PARTICIPANTS ET AUTEURS



Julien
BAUDAT-FRANCESCHI,

Master écologie
animale/Ornithologie,
MSc

Chargé de mission "oiseaux marins"/*Seabird Project Officer*

Société Calédonienne d'Ornithologie/*Ornithological Society of New Caledonia*
Antenne Nord, BP 236, 98822 Poindimié, Nouvelle-Calédonie
Email : julien.bf@sco.asso.nc



Eric CLUA,

Vétérinaire, Docteur
en écologie marine,
PhD

Coordinateur du programme CRISP, Ichtyologue/*CRISP Programme Coordinator, Ichthyologist*

Secrétariat général de la Communauté du Pacifique/*Secretariat of the Pacific Community*
95, Promenade Roger Laroque, BP D5, 98848 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie
Email : ericc@spc.int



Malcolm FRANCIS,

Docteur en
océanographie, *PhD*

Chercheur spécialiste des requins, Ichtyologue/*Shark Researcher, Ichthyologist*

National Institute of Water and Atmospheric Research
Private Bag 14901, Wellington, New Zealand
Email : m.francis@niwa.co.nz



Lionel GARDES,

Ingénieur en
halieutique, *MSc*

Chef d'antenne de l'Agence des AMP en Nouvelle-Calédonie/*MPA Agency Manager for New Caledonia*

Agence des aires marines protégées/*French Marine Protected Areas Agency*
BP 18939, 98857 Nouméa, Nouvelle-Calédonie
Email : lionel.gardes@aires-marines.fr



Claire GARRIGUE,

Docteur en
océanographie, *PhD*

Cétologue/*Cetologist*

Opération Cétacés/*Cetaceans Project*
BP 12827, 98802 Nouméa, Nouvelle-Calédonie
Email : op.cetaces@lagoon.nc



Jeffrey KINCH,

Docteur en
océanographie, *PhD*

Chef du programme de gestion côtière intégrée/*Integrated Coastal Management Officer*

Secrétariat du Programme régional océanien pour l'Environnement (PROE)/*Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme (SPREP)*
PO Box 240, Apia, Samoa
Email : Jeffreyk@sprep.org



Grégory LASNE,

Master en
océanographie, *MSc*

Biologiste marin, spécialiste des coraux scléractiniaires/*Marine Biologist, Specialist of scleractinian corals*

Biocénose, Bâtiment 3J, 7 Rue Emile Castex, 98800 Nouméa, Nouvelle-Calédonie
Email : gregorylasne@biocenose.net



Sheila A. McKENNA,

Docteur en
océanographie, *PhD*

Ecologue marin/*Marine Ecologist*

Fondation Sylvia Earle/Sylvia Earle Foundation
100 Pine Street, Suite 1550, San Francisco, CA 94111 USA
Email : sheilamckenna@gmail.com

PARTICIPANTS AND AUTHORS



Marc OREMUS,
Docteur en cétologie,
PhD

Cétologue/*Cetologist*

Opération Cétacés/Cetaceans Project
16, rue H. Niaoutou, 98800 Nouméa, Nouvelle-Calédonie
Email : m.oremus@auckland.ac.nz



Caroline VIEUX,
Master en biologie
marine, *MSc*

Chef du projet de gestion des récifs coralliens/*Coral Reef Management Officer*

Secrétariat du Programme régional océanien pour
l'Environnement (PROE)/*Secretariat of the Pacific
Regional Environment Programme (SPREP)*
PO Box 240, Apia, Samoa
Email: carolinevieux@hotmail.com



Serge PLANES,
Docteur en biologie
marine, *PhD*

Spécialiste de la génétique des populations de
poissons/*Fish population genetics Specialist*

Centre de Recherche Insulaire et Observatoire de
L'Environnement (CRIOBE)/*Insular Research Center and
Environment Observatory (CRIOBE)*
BP 1013, Papetoai, Moorea, Polynésie française
Email : planes@univ-perp.fr



Thomas VIGNAUD,
Doctorant EPHE, *PhD
student*

Chercheur spécialiste des requins/*Shark Researcher*

Centre de Recherche Insulaire et Observatoire de
L'Environnement (CRIOBE)/*Insular Research Center and
Environment Observatory (CRIOBE)*
BP 1013, Papetoai, Moorea, Polynésie française
Email : thomfromsea@gmail.com



Thomas ROBERTSON,
Master en biologie
marine, *MSc*

Spécialiste du marquage des poissons/*Fish tagging
Specialist*

Institut australien des Rivières et Faculté de
l'Environnement/Australian Rivers Institute and School
of Environment, Griffith University, Gold Coast campus,
Parklands Drive, Southport, Queensland 4222, Australia



Noel WANGUNU,
Master en biologie
marine, *MSc*

Coordinateur du projet Aires Marines Protégées et
Biodiversité/*Biodiversity & Marine Protected Areas
Coordinator*

Conservation International (Pacific Islands Program)
PO Box 804, Alotau, Milne Bay, Papua New Guinea
Email : n.wangunu@conservation.org



Schannelle VAN DIJKEN,
Master en biologie
marine, *MSc*

Responsable du programme CRISP/composante 1A/
CRISP Marine officer/Component 1A

Conservation International
Pacific Islands Marine Programme
PO Box 240, Apia
Samoa
Email : s.vandijken@conservation.org



Jonathan WERRY,
Docteur en biologie
marine, *PhD*

Chercheur spécialiste des requins/*Shark Researcher*

Institut australien des Rivières et Faculté de
l'Environnement/*Australian Rivers Institute and School
of Environment*
Griffith University, Gold Coast campus, Parklands Drive,
Southport, Queensland 4222, Australia
Email : jonathanwerry@gmail.com

PROFIL DES ORGANISATIONS

ORGANIZATIONAL PROFILES

AGENCE DES AIRES MARINES PROTÉGÉES (AAMP)/ FRENCH MARINE PROTECTED AREAS AGENCY (AAMP)

Etablissement public de l'Etat, placé sous la tutelle du ministère en charge de



l'Environnement, l'Agence des Aires marines protégées a été créée en 2006. Son siège est à Brest. L'antenne Nouvelle-Calédonie apporte un appui aux politiques publiques menées par les provinces et le gouvernement de la Nouvelle-Calédonie en matière de gestion de l'environnement marin et des ressources naturelles. Elle assure l'animation et le secrétariat du comité local de l'Initiative française pour les Récifs coralliens (Ifrecor). Elle appuie la Nouvelle-Calédonie dans le cadre de la mise en place d'une politique de gestion intégrée des ressources et des écosystèmes de l'espace maritime de la Nouvelle-Calédonie, dans une perspective de gestion durable et collaborative de la Mer de Corail avec l'Australie. www.aires-marines.fr

The AAMP is a state public organization which was created in 2006 and placed under the custody of the French Ministry of Environment. Its main center is based in Brest. The local agency in New Caledonia provides a support to the local government and provinces for the management of the marine environment and its natural resources. The agency also holds the secretariat of the local committee for IFRECOR (French Initiative for Coral Reefs). The AAMP also supports New Caledonia in the framework of the implementation of a policy of integrated management of resources and marine ecosystems of the EEZ in the perspective of a sustainable management of the Coral Sea, in partnership with Australia. www.aires-marines.fr

BIOCÉNOSE SARL

Société qui réunit l'expérience de la recherche et le savoir-faire en suivi de l'environnement marin. Elle répond aux besoins des miniers, des industriels, des chercheurs, des municipalités et des acteurs institutionnels. Les objectifs principaux de la société BIOCÉNOSE sont de suivre dans le temps les variations d'origines naturelles ou anthropiques de l'environnement par l'évaluation des impacts potentiels sur les communautés coralliennes. BIOCÉNOSE collabore à des programmes de recherche en milieu marin, ciblés sur l'étude des coraux scléractiniaires. Elle réalise les inventaires détaillés des communautés récifales (faunes et flores marines), des descriptions géomorphologiques de sites sous-marins, ainsi que l'expertise et le conseil en matière d'environnement marin (diagnostics et suivis). www.biocenose.net



Private consulting agency that gathers the scientific expertise and know-how in the field of marine environment. It fits with the needs of New Caledonian mining companies, industries, scientific organizations, municipalities and other institutional partners. The main objectives of BIOCENOSE are the monitoring of natural and anthropogenic-related variations of the environment by assessing the impact on coral reefs. The company partners with several scientific research programmes that focus on scleractinian corals. It conducts detailed inventories of reef communities (marine fauna and flora), geomorphological descriptions of underwater landscapes, including the expertise and consulting in marine environment (diagnosis and monitoring).

CENTRE DE RECHERCHES INSULAIRES ET OBSERVATOIRE DE L'ENVIRONNEMENT (CRIOBE)/ INSULAR RESEARCH CENTER AND ENVIRONMENT OBSERVATORY (CRIOBE)

Le centre de Recherches Insulaires et Observatoire de l'Environnement (CRIOBE), basé à Moorea, a une personnalité morale polynésienne. Il a néanmoins un statut d'Unité mixte de Recherche via son association avec deux entités françaises, le Centre national de la Recherche scientifique et l'Université de Perpignan (UMR CNRS-EPHE-UPVD 5244). Le CRIOBE est une station de terrain hors pair qui a accueilli plus de 500 chercheurs français (quelle que soit leur institution de rattachement) et étrangers (Américains, Australiens, Japonais, etc.) depuis sa création. Les activités scientifiques du CRIOBE englobent la recherche de base et appliquée, l'enseignement et la formation – thèses et stages d'élèves – et l'information – articles de presse, vulgarisation scientifique. Les recherches concernent essentiellement le milieu corallien mais aussi le milieu terrestre. www.criobe.pf



The CRIOBE is a Polynesian extension located in Moorea (French Polynesia) of a mixed Unit Research attached to the French National Center for Scientific Research (CNRS), the High School for Applied Science (EPHE) and the University of Perpignan (France). It is an outstanding field station which has seconded over 500 of French and foreign (Australia, USA, Japan, etc.) scientists since its creation in the early 70ies. The scientific activities encompass fundamental and applied research, education, training and public awareness. The field of expertise focuses essentially on coral reefs but also includes terrestrial ecosystems. www.criobe.pf

CONSERVATION INTERNATIONAL (CI)

Conservation International (CI) est une organisation internationale à but non lucratif, basée à Arlington, Virginia. L'activité de CI consiste à préserver l'héritage naturel de la Terre afin que les générations futures prospèrent spirituellement, culturellement et économiquement. Sa mission est de conserver la diversité biologique et les processus écologiques qui sont nécessaires au maintien de la vie sur Terre et de démontrer que les sociétés humaines sont capables de vivre en harmonie avec la nature.



Conservation International (CI) is an international, non-profit organization based in Arlington, Virginia. CI acts on the belief that the Earth's natural heritage must be maintained if future generations are to thrive spiritually, culturally, and economically. Our mission is to conserve biological diversity and the ecological processes that support life on earth and to demonstrate that human societies are able to live harmoniously with nature. www.conservation.org

INITIATIVES CORAIL POUR LE PACIFIQUE – PROGRAMME CRISP/CORAL REEF INITIATIVES FOR THE PACIFIC – CRISP PROGRAMME

Le CRISP est un programme sur 6 ans, combinant à la fois des activités transversales de mise en réseau et des projets de terrain ayant pour objectif, aussi bien la conservation de l'environnement que le développement économique. La recherche scientifique, la gestion et l'intégration des contributions de disciplines variées -marines ou terrestres- telles que la biologie, l'écologie, la géographie, l'économie, la sociologie, le droit et l'anthropologie sont autant de perspectives pour aborder la questions des récifs coralliens et notamment la gestion des bassins versants. Ce programme a été conçu afin d'apporter des ressources financières à des partenaires déjà actifs sur le terrain et ayant la volonté de poursuivre leurs activités dans un esprit de coopération régionale. Parmi ces nombreuses activités, le CRISP a notamment apporté son support à l'amélioration de la connaissance de la biodiversité marine, des écosystèmes coralliens et de leurs ressources en vue de mettre en place une gestion durable. www.crisponline.info



The CRISP is a 6-year programme that aims to combine cross-cutting networking activities, local field projects and conservation and economic development objectives as well as research, management and development; to integrate the contributions of different scientific disciplines, including biology, ecology, geography, economics, sociology, law and anthropology; to be active in all areas — land and marine—that have a bearing on the reefs, including watershed management and land tenure arrangements and avoid creating a new structure but, instead, make financial resources available to already active partners who indicate an interest in developing and consolidating their activities in a spirit of regional cooperation. Amongst the several activities, the CRISP has been supporting a better knowledge of marine biodiversity and coral reef resources, for their sustainable management. www.crisponline.net

INSTITUT NATIONAL DE L'EAU ET DE LA RECHERCHE ATMOSPHÉRIQUE (NIWA)/ NATIONAL INSTITUTE OF WATER AND ATMOSPHERIC RESEARCH (NIWA)



La NIWA est une institution néo-zélandaise rattachée à la

couronne d'Angleterre. Créée en 1992, elle conduit des actions de recherche à caractère commercial et non-commercial dans un large panel de disciplines touchant aux sciences environnementales. Elle anime aussi des réseaux, nationaux et parfois internationaux, de suivi environnemental, ainsi que des bases de données et collections. La mission principale de la NIWA est de développer une recherche d'excellence au service du développement durable de la Nouvelle-Zélande et de la planète. Elle se concentre sur les sciences de l'atmosphère, des océans, de l'eau douce, -incluant les océans abyssaux et la stratosphère- en Nouvelle-Zélande, dans le Pacifique et en Antarctique. www.niwa.co.nz

The National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA) is a Crown Research Institute of New Zealand. Established in 1992, NIWA conducts commercial and non-commercial research across a broad range of disciplines in the environmental sciences. It also maintains nationally and, in some cases, internationally important environmental monitoring networks, databases, and collections. NIWA's mission is to conduct leading environmental science to enable the sustainable management of natural resources for New Zealand and the planet. NIWA focuses on atmospheric, marine, and freshwater research – extending from the deep ocean to the upper atmosphere – in New Zealand, the Pacific, Southern Ocean, and Antarctica. www.niwa.co.nz

OPÉRATION CÉTACÉS (CETACEANS PROJECT)



Opération Cétacés (OC) est une organisation non gouvernementale créée dans les années 90. Elle vise à recueillir de l'information sur les cétacés vivant dans les eaux calédoniennes afin d'appuyer leur conservation

et gestion durable à un niveau local et régional. Les objectifs spécifiques de l'association sont i) d'augmenter la connaissance sur le statut des mammifères marins de Nouvelle-Calédonie en développant des projets aux échelles locales et régionales, et ii) de communiquer les résultats de ces projets à travers des conférences, articles dans les journaux, visites d'écoles, etc. OC a été impliquée dans plusieurs projets de recherche du Pacifique Sud, aux côtés de multiples partenaires tels que l'Université James Cook, Australie ; l'Université d'Auckland, Nouvelle-Zélande ; l'Université de l'Oregon, USA ; le Consortium de la Recherche sur les Baleines du Pacifique Sud ; Greenpeace International, etc. www.operationcetaces.nc

Opération Cétacés is a non-governmental organization created in the 90's. It aims to provide information on marine mammals living in the waters of New Caledonia in order to help implementing effective marine mammal conservation and management plans at both regional and local scales. The organization specific objectives are (i) to increase knowledge on the status of marine mammal populations in New Caledonia by developing and conducting scientific projects at both local and international scales, and (ii) to communicate research results/outputs (school visiting, press releases, conferences, etc). Opération Cétacés has been involved in several research projects in the South Pacific region, involving many partners (James Cook University, Australia; The University of Auckland, New Zealand; Oregon State University, USA; South Pacific Whale Research Consortium; Greenpeace international, etc).

SOCIÉTÉ CALÉDONIENNE D'ORNITHOLOGIE (SCO)/ CALEDONIAN SOCIETY OF ORNITHOLOGY (SCO)

La Société calédonienne d'Ornithologie (SCO) est une association qui a vu le jour en 1965. Depuis 2002, elle représente Birdlife International en Nouvelle-Calédonie. La SCO s'est



donnée comme mission d'améliorer la connaissance des oiseaux sauvages et de leurs habitats, et de sensibiliser le public à leur conservation. La SCO met en œuvre ses actions en partenariat étroit avec les pouvoirs publics locaux ainsi qu'avec divers organismes de recherche scientifique et/ou des programmes internationaux de recherche/développement dans la région Pacifique. Ses actions consistent en des inventaires, études et suivis des populations d'oiseaux, ainsi qu'en la conception puis la mise en œuvre de programmes de conservation de sites et d'espèces menacés. Ses actions s'effectuent dans une logique d'implication durable des communautés locales et pour la promotion d'un développement écologiquement durable en Nouvelle-Calédonie. www.sco.asso.nc

The Ornithological Society of New Caledonia is an association that was created in 1965. Since 2002 it is the local representative of Birdlife International in New Caledonia. The SCO main mission is to improve the knowledge on wild birds and their habitats, and to sensitize the public on their conservation. It implements actions in close partnerships with local authorities, local and international scientific organizations and programmes. The main actions focus on inventories, study and monitoring of bird populations, and the setting up and implementation of conservation or recovery projects for endangered species. The philosophy of action is focusing on the involvement of local stakeholders for the sustainable management of New Caledonia.

SECRÉTARIAT GÉNÉRAL DE LA COMMUNAUTÉ DU PACIFIQUE (CPS)/ SECRETARIAT OF THE PACIFIC COMMUNITY (SPC)

La CPS est une organisation internationale de conseil technique, scientifique et stratégique, d'assistance, de formation et de recherche au service de ses membres insulaires océaniques. Fondée en 1947 en tant qu'organisation internationale, la CPS compte 26 États et territoires membres. Sa vision pour la région est celle d'une communauté océanique prospère et vivant dans la sécurité, composée d'hommes et de femmes qui jouissent d'une santé robuste et d'un bon niveau d'instruction, et qui gèrent leurs ressources en vue d'un développement économique et social durable, sans nuire à l'environnement. Sa mission consiste à aider les peuples océaniques à se positionner de manière à pouvoir surmonter les obstacles qu'ils rencontrent et à prendre en toute connaissance de cause des décisions qui engageront leur propre avenir et celui qu'ils souhaitent léguer aux générations futures. Les services fournis par la CPS sont proposés à la fois en anglais et en français, les deux langues officielles de la CPS. La CPS héberge la cellule de coordination du programme CRISP depuis janvier 2005 et met directement en oeuvre certains projets depuis avril 2008. www.spc.int



SPC is an intergovernmental organisation that provides technical and policy advice and assistance to its Pacific Island members. SPC was established as an international organisation in 1947 and has 26 member countries and territories. Its vision for the region is a secure and prosperous Pacific Community, whose people are educated and healthy and manage their resources in an economically, environmentally and socially sustainable way. Its mission is to help Pacific Island people position themselves effectively to respond to the challenges they face and make informed decisions about their future and the future they wish to leave for the generations that follow. SPC services are provided in both French and English, SPC's two official languages. SPC is hosting the CRISP coordinating Unit since January 2005, and directly implementing several projects since April 2008. www.spc.int

PROGRAMME RÉGIONAL OCÉANIQUE DE L'ENVIRONNEMENT (PROE)/ SECRETARIAT OF THE PACIFIC REGIONAL ENVIRONMENT PROGRAMME (SPREP)

Le PROE est une organisation régionale créée par les gouvernements et les administrations du Pacifique, réunissant 21 pays ou territoires insulaires océaniques. Il est basé à Apia, Samoa, avec plus de 70 personnes. Le mandat du PROE est de promouvoir la coopération

dans les îles du Pacifique et de fournir une assistance afin de protéger et d'améliorer l'environnement et à assurer un développement durable pour les générations présentes et futures. Le PROE opère au travers de divers programmes visant à appuyer les peuples insulaires dans la conservation et gestion durable des écosystèmes terrestres, côtiers et marins des îles du Pacifique. Le PROE avait en charge une composante du programme CRISP qui incluait un appui spécifique aux territoires français du Pacifique. www.sprep.org



SPREP is a regional organisation established by the governments and administrations of the Pacific region, which has 21 Pacific island member countries. It is based in Apia, Samoa, with over 70 staff. SPREP's mandate is to promote cooperation in the Pacific islands region and to provide assistance in order to protect and improve the environment and to ensure sustainable development for present and future generations. SPREP operates several programmes which focus on developing the capacities of the peoples of the islands to equip them to sustainably manage and conserve the terrestrial, coastal and marine ecosystems of Pacific islands. SPREP was in charge of implementing a component of the CRISP programme, including specific activities in Pacific French Territories. www.sprep.org

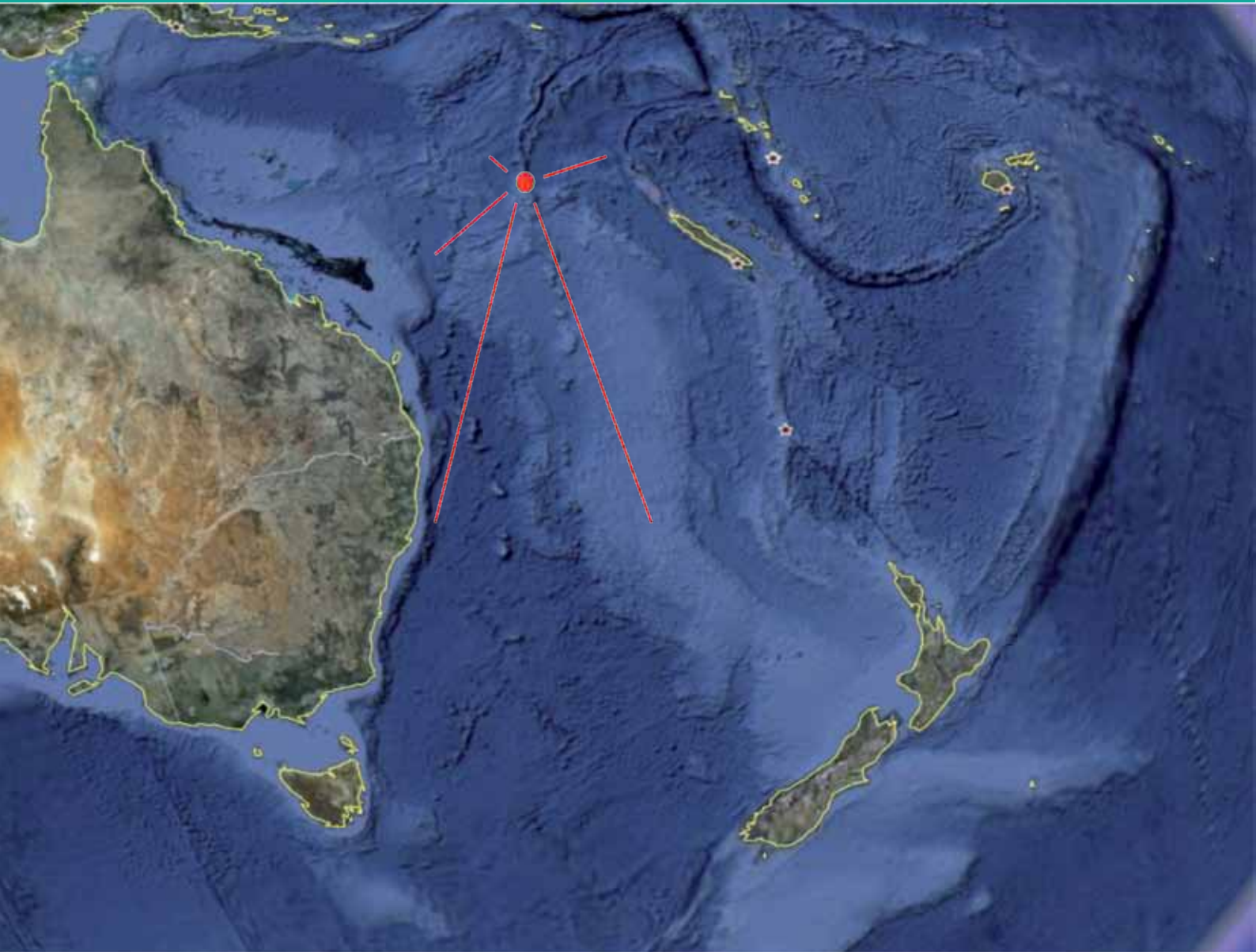
UNIVERSITÉ DE GRIFFITH-DÉPARTEMENT DE RECHERCHÉ OCÉANIQUE ET CÔTIÈRE/ GRIFFITH UNIVERSITY – OCEAN AND COAST RESEARCH DEPARTMENT

Le département de "Recherche océanique et côtière" de l'Université de Griffith est animé par un chercheur post-doctorant spécialisé sur les requins, le Dr Jonathan Werry. Cette entité offre une expertise en capture, marquage et suivi des grands requins (entre 2 et 5 m, voire plus). Elle possède une expertise avérée sur différentes espèces, basée sur la mise au point de méthodes innovantes pour la contention des grands requins, dont certaines sont des premières mondiales. www.griffith.edu.au



Ocean and Coast Research is led by postdoctoral large shark research scientist, Dr. Jonathan Werry. Ocean and Coast Research offer special expertise in the capture, tagging and tracking of large sharks (2 to 5 m + in length). With experience in a range of conditions and with numerous species, Ocean and Coast Research has developed a suite of innovative methods for the handling of large sharks. Several of these methods are a world first. www.griffith.edu.au

LES RECIFS DES CHESTERFIELD: CARREFOUR OU OASIS DE BIODIVERSITE ?



*THE CHESTERFIELD REEFS: CROSSROAD OR
OASIS OF BIODIVERSITY ?*

La mission

Le PROE et la CPS ont organisé sous l'égide du programme CRISP une campagne scientifique qui s'est déroulée aux récifs des Chesterfield entre le 6 et le 21 août 2010. Cette mission a permis aux 12 scientifiques (de 6 nationalités différentes) de décrire i) les principaux habitats coralliens, la diversité des coraux et leur état de santé, d'évaluer ii) les ressources en invertébrés benthiques, iii) en poissons récifaux d'intérêt commercial, iv) les populations de requins de récif, v) de mettre en oeuvre une étude sur la connectivité des grands requins, vi) de réaliser un dénombrement des populations d'oiseaux marins nicheurs et d'évaluer le risque présenté par les rongeurs envahissants, et enfin vii) d'évaluer les populations de mammifères marins.

L'habitat corallien

Huit types majeurs d'habitats ont été prospectés, au sein desquels 219 taxa de coraux scléractiniaires ont été dénombrés, dont 171 identifiés au niveau spécifique. Ces espèces sont réunies en 60 genres scléractiniaires et représentent 42% des 401 espèces connues à ce jour en Nouvelle-Calédonie. Parmi ces 171 espèces de coraux scléractiniaires identifiées, 24 nouvelles espèces ont été rajoutées à l'inventaire des Chesterfield, qui comporte aujourd'hui un nombre total de 248 espèces de coraux scléractiniaires. En dépit de leur éloignement de toute influence terrigène importante et la faible diversité en habitats, les Chesterfield semblent posséder une diversité en coraux scléractiniaires importante qui suggère la mise en place de mesures de gestion durable.

La composition benthique varie entre les différents habitats ainsi qu'au sein d'habitats similaires. Les plus fortes couvertures en corail vivant se retrouvent sur les sites de pente externe et sont d'environ 45% alors que les sites de platiers récifaux internes et externes d'îlots présentent globalement les couvertures en corail vivant les moins significatives. Le corail y est souvent remplacé par des algues turf qui sont d'autant plus développées que l'îlot est fortement peuplé en oiseaux. Ces oiseaux contribuent à un enrichissement de l'eau en phosphate qui favorise la croissance des algues. Des étoiles de mer tueuses de corail (*Acanthaster planci*) ainsi que des signes de leur prédation ont été observés sur les grands massifs de lagon et bords de passe, en nombre néanmoins très limité. Peu de maladies coralliennes ont été constatées hormis quelques nécroses, bandes de blanchissement ainsi que

des tumeurs. Ces maladies coralliennes concernent les grands massifs de lagon, les platiers internes de lagon, et les récifs de pente externe.

Les ressources en invertébrés

Trois invertébrés marins font l'objet d'une exploitation commerciale aux Chesterfield : il s'agit d'holothuries (Holothuridés et Stichopodidés), de trocas (*Trochus niloticus*) et de bénitiers (*Tridacna* spp.). La mission CHESTER 2010 a permis d'effectuer des comptages sur un total de 20 sites dont la profondeur maximale était de 12 m, excepté un site situé à une profondeur de 17 m dans le lagon intérieur. Douze espèces d'holothuries ont été recensées, dont *Bohadschia vitiensis*, une espèce à valeur commerciale moyenne, qui présentait les densités les plus élevées. Les densités des autres espèces commerciales d'holothuries étaient faibles. Seulement deux spécimens de *Trochus niloticus* vivants ont été observés sur la totalité des transects; plusieurs trocas morts ont été trouvés ainsi que de nombreux spécimens d'une espèce sans aucune valeur commerciale, apparentée aux trocas (*Tectus pyramis*). Quatre espèces de bénitiers ont été recensées, *Tridacna maxima* étant l'espèce la plus commune. Sur la base des densités calculées et en matière de gestion durable des stocks existants, il est préconisé à ce stade une interdiction de la pêche aux trocas et la mise en place de quotas pour les holothuries et les bénitiers. Les stocks de ces invertébrés aux Chesterfield sont supérieurs à ceux de la Grande Terre, mais il n'en reste pas moins vulnérables à une potentielle surpêche qui a été constatée dans le reste de la Nouvelle-Calédonie, engageant à la prudence. Des missions supplémentaires d'inventaire sont requises pour fixer au mieux ces quotas, incluant une plus large zone et des plongées à une profondeur supérieure à 12 m.

Les ressources en poissons

Au cours de la mission CHESTER2010, deux experts en formation se sont entièrement consacrés aux comptages visuels sous-marins des poissons de récif. Ils étaient encadrés à temps partiel par des ichthyologues expérimentés. 38 transects (50 m de long x 10 m de large) ont été échantillonnés dans 19 sites et ce, parmi des biotopes variés (des récifs frangeants aux récifs de pente externe), à des profondeurs comprises entre 1 et 17 m. Seuls les poissons d'intérêt commercial ont été répertoriés. En complément, les ichthyologues ont effectué des relevés visuels de manière opportuniste portant sur la diversité

spécifique des poissons de récif, à des profondeurs comprises entre 10 et 25 m, à la fois dans le lagon et sur la pente externe. 199 espèces ont été recensées au cours de la mission, dont 37 espèces sont nouvellement mentionnées pour les récifs Chesterfield. En ce qui concerne les poissons d'intérêt commercial, les familles intéressantes par leur taille moyenne telles que les Scaridés, Lethrinidés et Carangidés sont peu denses alors que les Caesionidés, Lutjanidae (de petite taille), Acanthuridés et Siganidés sont mieux représentés, mais présentent un intérêt plus limité pour la consommation humaine. Les valeurs moyennes de densité et biomasse ont été évaluées respectivement à 0.33 ind/m² et 54.7 g/m². En l'absence de pression de pêche avérée, cette relative pauvreté biologique apparaît comme naturelle. Compte tenu des difficultés pour un site isolé comme les récifs de Chesterfield de reconstituer ses stocks, ces résultats préliminaires nous amènent à recommander une interdiction de toute pêche commerciale qui ciblerait les poissons de récif. Des études complémentaires sont recommandées pour mieux comprendre le fonctionnement de la zone en terme de connectivité avec le reste de la mer de Corail.

Les requins

Alors que les espèces de petite taille (type requins à pointe noire, pointe blanche, gris, etc.) sont relativement territoriaux, les grandes espèces (type requins blanc ou tigre) sont capables de migrations importantes avant de revenir fréquenter les abords des récifs coralliens. L'objectif du projet requin dans le cadre de la mission CHESTER2010 était de collecter des informations sur les connectivités spatiale et génétique au sein de la mer de Corail, via des prélèvements génétique et du marquage. L'information collectée est censée permettre une évaluation indirecte à la fois de la résilience de ces espèces de requins autour de ces récifs lointains mais aussi du rôle de ces populations à l'échelle sous-régionale.

En dépit d'un effort important d'appâtage, aucun requin blanc n'a pu être marqué afin d'étudier les trajectoires de retour vers la Nouvelle-Zélande en période estivale. L'absence de cette espèce peut être liée à celle constatée d'une de ses proies favorites, la baleine à bosse.

En revanche, la mission a permis le marquage de six requins tigres avec des balises acoustiques V16. Six d'entre eux ont aussi été marqués avec des balises satellites et sept récepteurs acoustiques (VR2W) ont été déployés dans la zone afin d'avoir un aperçu de leurs déplacements et de leur fidélité à ce site. Des prises par unité d'effort (PUE) ont été calculées et comparées à celles observées autour de la Nouvelle-Calédonie. La tendance est à une densité supérieure pour les Chesterfield (0,3 requin/hameçon) comparée à la Grande Terre (0,1 requin/hameçon), avec des animaux plus gros aux Chesterfield. Les résultats préliminaires indiquent que ces récifs pourraient constituer une zone importante d'agrégation des tigres, avant que ces derniers ne migrent dans les eaux océaniques alentours dans un rayon de plusieurs centaines de km, tant vers l'Australie que la Nouvelle-Calédonie.

Etant donné leur éloignement, les Chesterfield devaient présenter des concentrations importantes en requins de récifs, telles que l'affirmaient plusieurs témoignages. Il a été néanmoins constaté des densités en requins gris très faibles malgré un effort important d'appâtage, et des individus vus ou capturés de petite taille (taille moyenne <120 cm). Pour le pointe noire, les PUE étaient très faibles comparées à celles de Polynésie Française ou Nouvelle-Calédonie (Grande-terre). La densité des requins de récifs baisse généralement en hiver mais l'hypothèse la plus probable repose sur une surpêche (au moins dans la zone étudiée) récente des requins côtiers des Chesterfield, probablement par des navires étrangers.

Compte tenu de leur rôle et de la nécessité de maintenir des populations de requins saines autour des récifs Chesterfield, il est fortement recommandé de mettre en œuvre une interdiction complète de toute pêche ciblée sur les requins dans toute la zone. Il est également recommandé d'organiser des campagnes complémentaires d'échantillonnage d'ADN afin d'effectuer des analyses génétiques visant à déterminer la résilience des populations locales de requins et la connectivité génétique de ces récifs avec le reste de la mer de Corail.

Les oiseaux

Compte tenu de leurs importantes colonies d'oiseaux marins, les îlots de l'atoll des Chesterfield sont identifiés depuis 2007 comme une Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux (ZICO ou IBA *Important Bird Area*). Les inventaires ornithologiques conduits jusqu'à présent aux Chesterfield l'ont été sous la forme de missions courtes (< 1 semaine) menées par des observateurs variables, majoritairement durant l'été et ne concernant qu'une partie des îlots à chaque fois. La campagne CHESTER2010 permet d'apporter des informations nouvelles pour l'atoll des Chesterfield. Le nombre total d'espèces observées sur la zone d'étude en août 2010 est de 21 : 11 espèces nicheuses (10 marines et 1 terrestre) et 10 non nicheuses (1 marine hors période de reproduction, 1 marine erratique, 6 limicoles migrants et 1 passereau erratique). Dix espèces ont été répertoriées en reproduction sur quatorze sites différents pour un total de 130 288 couples reproducteurs. Nous pouvons proposer une liste mise à jour, au sein de laquelle 24 espèces sont rattachables à l'atoll de Chesterfield. Cette mission clarifie le statut de *Sternula nereis exsul*, qui n'est donc pas endémique au lagon de Nouvelle-Calédonie et ajoute quatre nouvelles espèces, portant l'avifaune de l'atoll des Chesterfield à 29 espèces, dont *Gelochelidon nilotica macrotarsa*, nouvelle espèce pour la Nouvelle-Calédonie. La communauté d'oiseaux marins nicheurs aux îles Chesterfield en août 2010 est identique à celle décrite jusqu'à présent, avec ni disparition ni apparition récente d'espèce. Une population significative d'une espèce menacée d'extinction, six populations significatives d'autres espèces d'oiseaux marins ainsi que des effectifs globaux et une diversité spécifique élevée font sans conteste de l'atoll des Chesterfield un site d'intérêt international et régional pour les

oiseaux marins, soit l'une des plus importantes ZICO de Nouvelle-Calédonie.

Les cétacés

L'ensemble des récifs Chesterfield constitue une zone intéressante pour les cétacés et en particulier les baleines à bosse, *Megaptera novaeangliae*, puisqu'elles y étaient chassées au cours du 19^{ème} siècle. Toutefois, aucune information n'est disponible sur l'état actuel des populations de cétacés dans la région. Nous présentons ici les résultats de deux études sur les cétacés menées en bateau aux Chesterfield durant les mois d'août 2002 et 2010 (présente mission). La présence de deux espèces de dauphins a été confirmée dans la région, le dauphin Indo-Pacifique (*Tursiops aduncus*) et le dauphin à long bec (*Stenella longirostris*). Les deux études ont également confirmé la présence de baleines à bosse au cours de leur saison de reproduction, au travers d'observations visuelles et de détection acoustique. Cependant, seules cinq observations ont confirmé des baleines à bosse au cours des 67 heures d'études (12 jours d'effort au total). Ces résultats sont quelque peu surprenants au vu des données de chasse au 19^{ème} siècle qui montrent une forte concentration des captures autour des îles Chesterfield pendant les mois d'août et septembre, ce qui suggère une forte densité de baleines dans cette région. La faible densité en baleines observée dans la zone étudiée pourrait être expliquée par deux hypothèses: 1) les baleines à bosse dans le complexe récifal de Chesterfield sont concentrées dans des zones non couvertes au cours de nos études, 2) la population de baleines à bosse qui venait autrefois aux Chesterfield pendant la saison de reproduction a été décimée par la chasse aux 19^e et 20^e siècles et ne s'est pas encore reconstituée. Des relevés aériens couvrant l'ensemble de l'archipel des Chesterfield pourraient aider à clarifier l'état actuel des populations de baleines à bosse dans cette région.

Conclusion et recommandations

Les principaux constats effectués au cours de la mission CHESTER2010 peuvent se résumer de la sorte:

- **CORAU**X : la diversité spécifiques en coraux scléractiniaires est supérieures aux prévisions, étant donné l'isolement de l'archipel et la faible variété en biotopes;
- **HABITAT CORALLIEN** : l'état de santé de l'habitat corallien est globalement bon, mis à part quelques stress ponctuels d'origine naturelle;
- **INVERTÉBRÉS BENTHIQUES** : la diversité spécifique des espèces à valeur commerciale est faible; seule une holothurie est en densité importante, avec une valeur marchande moyenne; un bénitier est aussi en densité intéressante. Le niveau des ressources reste bon malgré des

signes d'exploitation forte en deçà de 12 m de profondeur;

- **POISSONS** : aucune exploitation durable des stocks de poissons récifaux ne semble viable et durable;
- **REQUINS** : les populations de requins de récif sont anormalement faibles en densité et taille moyenne des individus, probablement suite à une surpêche récente; les requins tigres sont en densité et taille moyenne importantes; aucun signe de présence de requin blanc sur zone;
- **OISEAUX** : les populations d'oiseaux marins nicheurs sont d'importance internationale (ZICO). Confirmation de l'existence d'une petite population isolée de Sterne néreis (IUCN : VU);
- **CÉTACÉS** : aucun signe de reconstitution de la population de mégaptères n'a été enregistré; présence atypique d'une espèce de dauphins normalement inféodée aux continents ou grandes îles.

Ces constats engagent aux suggestions suivantes en matière de gestion durable:

- **INTERDICTION** de toute pêche commerciale ou récréative visant les requins;
- **INTERDICTION** de toute pêche commerciale visant les poissons de récifs et les trocas;
- **REGLEMENTATION** (via des quotas ou la prohibition de certaines techniques de pêches) de la pêche commerciale des langoustes, holothuries et bénitiers;
- **APPLICATION** des mesures de gestion inhérentes au statut de i) ZICO pour les oiseaux (avec notamment un suivi des populations et la protection de la Sterne Néreis) et ii) de sanctuaire pour les mammifères marins;
- **ERADICATION** potentielle des espèces envahissantes de rongeurs sur les îlots.

Sur le plan scientifique, il apparaît important de poursuivre les efforts d'inventaire de la biodiversité mais aussi et surtout de mieux appréhender la notion de "connectivité" de ces récifs avec les autres écosystèmes coralliens présents au sein de la Mer de Corail. L'enjeu est en effet double et crucial. Il concerne d'une part la résilience des Chesterfield eux-mêmes, qui peut être remise en cause en cas de faible connectivité avec le reste de la Mer de Corail, et d'autre part la résilience de la Mer de Corail dans son ensemble (notamment la GBR et la Nouvelle-Calédonie), si cette connectivité est forte. Dans ce second cas, les Chesterfield participeraient à la variabilité génétique de tout ou partie des taxons dont dépend la stabilité des écosystèmes récifaux de la zone sur le long terme.

EXECUTIVE SUMMARY

The mission

The SPREP and SPC organized under the auspices of the CRISP programme a scientific campaign to the Chesterfield reefs which took place between the 6th and 10th of August 2010. This survey allowed the 12 experts (from 6 different countries) to collect information related to i) the description and assessment of the health status of coral habitat, ii) the assessment of reef invertebrates and iii) fish resources, iv) coastal sharks populations and v) connectivity of large pelagic sharks, vi) nesting birds and rodent invasive species and vii) cetaceans.

The reef habitat

CHESTER2010 Mission allowed the description of a total of 20 stations in eight different habitats, on which 219 taxa of scleractinian corals have been recorded with 171 identified to species level. These species are grouped into 60 scleractinian genera representing 42% of the 401 species known to date in New Caledonia. Given their remoteness from any significant terrigenous influence and low variety of different habitats, the Chesterfield Reefs seem to gather a higher than average species diversity of scleractinian corals which suggests the implementation of measures ensuring a sustainable management. The highest live coral coverage found on the outer slope sites with approximately 45% mean live coral coverage, while islet inner and outer reef flats have generally low live coral cover. Corals are often replaced by turf algae and especially when the associated islet is heavily populated by birds. Signs of predation by Crown-of-Thorn starfish (*Acanthaster planci*) as well as individuals were seen on the lagoon pinnacles and channel edges but in very limited numbers. Very few coral diseases were identified except for some necrosis, white-band and tumors.

Targetted invertebrate species

Three groups of marine invertebrates are commercially exploited in the Chesterfield reefs: sea cucumbers (Holothuridae and Stichopodidae), trochus (*Trochus niloticus*) and giant clams (*Tridacna* spp.). Twelve species of sea cucumbers were recorded, with *Bohadschia vitiensis*, a medium commercial value species, showing the highest densities. Densities of other commercial sea cucumber species were low. Only two live *Trochus niloticus* were observed in transects, though several dead shells and many False trochus (*Tectus pyramis*), with no commercial interest, were found. Four species of giant clams were recorded, with *Tridacna maxima* being the most common species. Based on the calculated densities and in terms of sustainable management, it is recommended that the extraction of trochus be banned and that quotas be implemented on giant clams and sea cucumbers.

The reef fish resources

A total of 199 species of fish were recorded during the mission, including 37 species that are new records for the Chesterfield reefs. For fish species targeted commercially the attractive families (based on their average mean size) include such families as Scaridae, Lethrinidae

and Carangidae were less dense than Caesionidae, Lutjanidae (small size species), Acanthuridae and Siganidae, that are of less interest from an economic point of view. The mean density and biomass calculated for the area were respectively of 0.33 ind/m² and 54.7 g/m². In absence of evidence for any fishing pressure in this area (confirmed by official government fisheries data), this biological poorness is meant to be natural. Given the difficulties that a remote site such as the Chesterfield reefs would have to replenish its stocks, these preliminary results lead to recommend a ban on any commercial fishing that would rely on reef finfishes.

Sharks

Despite a large chumming effort, no white sharks could be tagged in order to study their potential return track toward New Zealand during summer time.

However, the mission allowed the tagging of six tiger sharks, *Galeocerdo cuvier* (260 to 332 cm total length) with V16 internal acoustic tags. Four large sharks were also fitted with satellite archival tags and seven VR2W acoustic receivers were deployed in the area to provide insight into the home range and site fidelity of Tiger sharks. The mission also allowed the calculation of catch-per-unit-effort (CPUE). CPUE in the Chesterfield reefs were compared to CPUE registered around the island of New Caledonia. A trend towards higher CPUE of Tiger sharks was apparent in the remote Chesterfield reefs (0.3 shark/hook) compared to the locations in New Caledonia (0.1 sharks/hook respectively) with smaller tiger sharks caught off the island of New Caledonia. Preliminary results seem to indicate that Chesterfield reefs may be a critical ground for the concentration of Tiger sharks that use the oceanic environment in a range of several hundreds of km, both toward Australia and New Caledonia.

Given their remoteness, the Chesterfield reefs should be a pristine area, displaying high densities of reef sharks. However, the density of reef sharks was relatively low, even given the massive chumming effort, and all individuals were small (average size <120 cm TL). Reef sharks usually show lower densities during winter time, but the collected information would rather indicate that the Chesterfield reef sharks (at least in the studied area) were probably heavily fished (poached) in the recent past, probably by foreign vessels.

Birds

Given their important seabird colonies, the islands of the Chesterfield Atoll have been identified since 2007 as an Important Bird area (IBA). Ornithological inventories conducted to date in the Chesterfields have been in the form of short missions (<1 week) conducted by various observers, mostly during the summer and on parts of islets only. Our campaign in August 2010, conducted for nine consecutive days and relying on logistics dedicated to biology, can provide new data for the southern Chesterfield atoll (but not for Bampton/Bellona). A complete bird inventory using standardized methods of counting has been conducted on all the islands for a single

period of the year. The total number of species observed in the study area in August 2010 is 21: 11 breeding species (10 marine and a terrestrial) and 10 non-nesting (1 marine outside of the breeding season, a marine erratic, 6 migratory shorebirds and an erratic sparrow). Ten species have been recorded breeding in fourteen different sites for a total of 130,288 breeding pairs. We can propose an updated list, in which 24 species are traceable to the Chesterfield atoll. This mission also clarifies the status of *Sternula nereis exsul*, which is not endemic to the lagoon of New Caledonia, and adds four new species of birds on the atoll of Chesterfield to the current 29 species, including *Gelochelidon nilotica macrotarsa*, a new species for New Caledonia. The community of breeding seabirds in the Chesterfield Islands in August 2010 is identical to that described so far, with neither loss nor addition of new records of species. With a significant population of an endangered species, six significant populations of other seabirds as well as high overall numbers and species diversity, the Chesterfields is a site of international and regional interest for seabirds as well as one of the most important IBAs in New Caledonia.

Cetacean

The Chesterfield Reef complex represents an area of interest for cetaceans, in particular for humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, since the region was a popular whaling ground during the 19th Century. However, no information is available on the current status of cetacean populations in the region. Here, we report on the results of two cetacean boat surveys conducted at the Chesterfields in August 2002 and August 2010. The presence of two dolphin species was confirmed in the area; the Indo-Pacific bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*) and the spinner dolphin (*Stenella longirostris*). Both surveys also confirmed the presence of humpback whales during their breeding season, as shown by visual sightings and acoustical detection. However, only five confirmed observations of humpback whales were made during 67 hours of surveys (12 days effort in total). These results are somewhat surprising considering that 19th Century whaling records show a large concentration of catches around the Chesterfield Islands during the months of August and September, suggesting a high density of whales in the region. The current low density of whales in the surveyed area could be explained by two scenarios: 1) humpback whales in the Chesterfield reef complex are concentrated in areas not covered during our surveys; 2) the population of humpback whales formerly coming to the Chesterfields during the breeding season was depleted by 19th and 20th Century whaling and has not recovered yet. Aerial surveys covering the entire Chesterfield Archipelago could help clarifying the current status of humpback whales in this region.

Conclusion and recommendations

The main findings of the CHESTER2010 mission can be summarized as follows:

► **CORALS** : the species diversity in scleractinian corals is higher than anticipated, given the

isolation of the area and the limited variety of biotopes;

► **CORAL HABITAT** : the health status is globally good with some punctual and natural stresses;

► **BENTHIC INVERTEBRATES** : the diversity of species with a commercial value is low; a single holothurian was in high densities, with a medium economic value; one giant clam was also in good densities; the global level of resources is still good despite signs of intensive exploitation above 12 m of depth;

► **FISH** : no viable nor sustainable management of commercial fishing seems possible;

► **SHARK** : reef sharks are in low density with low average sizes, probably following a recent overfishing; density and average size of tiger shark are good; no evidence of the presence of white shark in the area;

► **BIRDS** : nesting populations are stable and the presence of several vulnerable species confirms the status of Chesterfield as an International Bird Area;

► **CETACEAN** : no sign of replenishment of humpback whales stock; atypical occurrence of a large dolphin usually living close to continents or large islands;

These main findings suggest the following recommendations for a sustainable management:

► **BAN** on any kind of fishing for sharks;

► **BAN** of commercial fishing of reef fish and trochus;

► **FISHING REGULATION** (through quotas or ban of specific fishing techniques) of giant clams, lobsters and holothurians;

► **ENFORCMENT** of regulation linked to the IBA status for birds and sanctuary area for cetacean;

► **MANAGEMENT** of invasive species from the islets

From a scientific point of view, the efforts for biodiversity inventory should be maintained but also and more relevant would be the study of the 'connectivity' between these reefs and the other reef ecosystems from the Coral Sea. The challenge is indeed crucial. If the connectivity is low, it means that the resilience of Chesterfield is vulnerable and a suitable management plan must be implemented. If the connectivity is high, it means that Chesterfield are acting as a genetic source for neighbouring ecosystems, linking the global resilience of the Coral Sea to the sustainability of the Chesterfield (and associated) reefs, which emphasizes even more the need for proper management.



Vue générale (photo du haut) des bateaux Waren (gauche) et Bayou (droite) au mouillage dans le lagon des Chesterfield, en face de l'île Longue. Debriefing du soir (photo du bas) à bord du Bayou avec l'équipe complète des scientifiques et l'équipe de soutien logistique.

General view (Photo of the top) of the Waren (left) and Bayou (right) boats at the anchorage in the Chesterfield lagoon, in front of the Long island. Evening debriefing (bottom photo) in the Bayou with the complete team of scientists and the logistic support team.

PREAMBULE

FOREWORDS

REMERCIEMENTS

La mission CHESTER2010 n'aurait jamais pu se dérouler dans d'aussi bonnes conditions sans la contribution de certaines personnes que ce rapport tient à mentionner. Nous remercions à ce titre Pierre Larue et Raymond Proner, de l'association "Fortunes de Mer", pour les informations et les précieux conseils fournis en amont de la mission elle-même. Nous adressons aussi nos remerciements au Professeur Claude Chauvet, pour sa contribution, le plus souvent gracieuse, à la logistique plongée. Nous tenons à mentionner la disponibilité et le professionnalisme dont ont fait preuve les deux capitaines de navire, à savoir Roger Stephan (Warren) et Marc Helary (Bayou). La même remarque s'applique aux seconds à bord de ces deux bateaux, à savoir Pascal Cotonnec (Warren) et Michel Aussourd (Bayou), dont la qualité des services et la bonne humeur n'ont jamais failli. Enfin, nous nous devons de rendre un hommage tout particulier à la présence, certes contraignante mais aussi discrète et amicale que faire se pouvait, de l'équipe de tournage composée de Christian Pétron (images sous-marines), Agostin Torres (images extérieures) et Maria Enriquez (éclairage sous-marin); nous ne regretterons sans doute pas les efforts consentis sur place, lors du visionnage du film qui sera fait autour de cette mission riche en événements et souvenirs.

ACKNOWLEDGEMENT

Some persons played a critical role in the success of the CHESTER2010 mission and deserve to be warmly thanked. We specifically wish to thank Pierre Larue and Raymond Proner, from "Fortunes de Mer" association, for the helpful advice provided during the preparation of the mission. We also thank Professor Claude Chauvet for his contribution regarding the in-kind lending of diving equipment. We wish to mention the high professionalism and availability of the two captains, Roger Stephan (Vessel Warren) and Marc Helary (SV Bayou). The same remark can be addressed to the seconds, Pascal Cotonnec (Warren) and Michel Aussourd (Bayou), who always showed a strong commitment and good mood. Finally, we wish to acknowledge the efficient and discrete intervention of the shooting team composed of Christian Pétron (underwater images), Agostin Torres (terrestrial images) et Maria Enriquez (underwater lighting); we should not regret our efforts in answering their requests during the mission through the visioning of the movie that will be edited, showing thrilling memories.

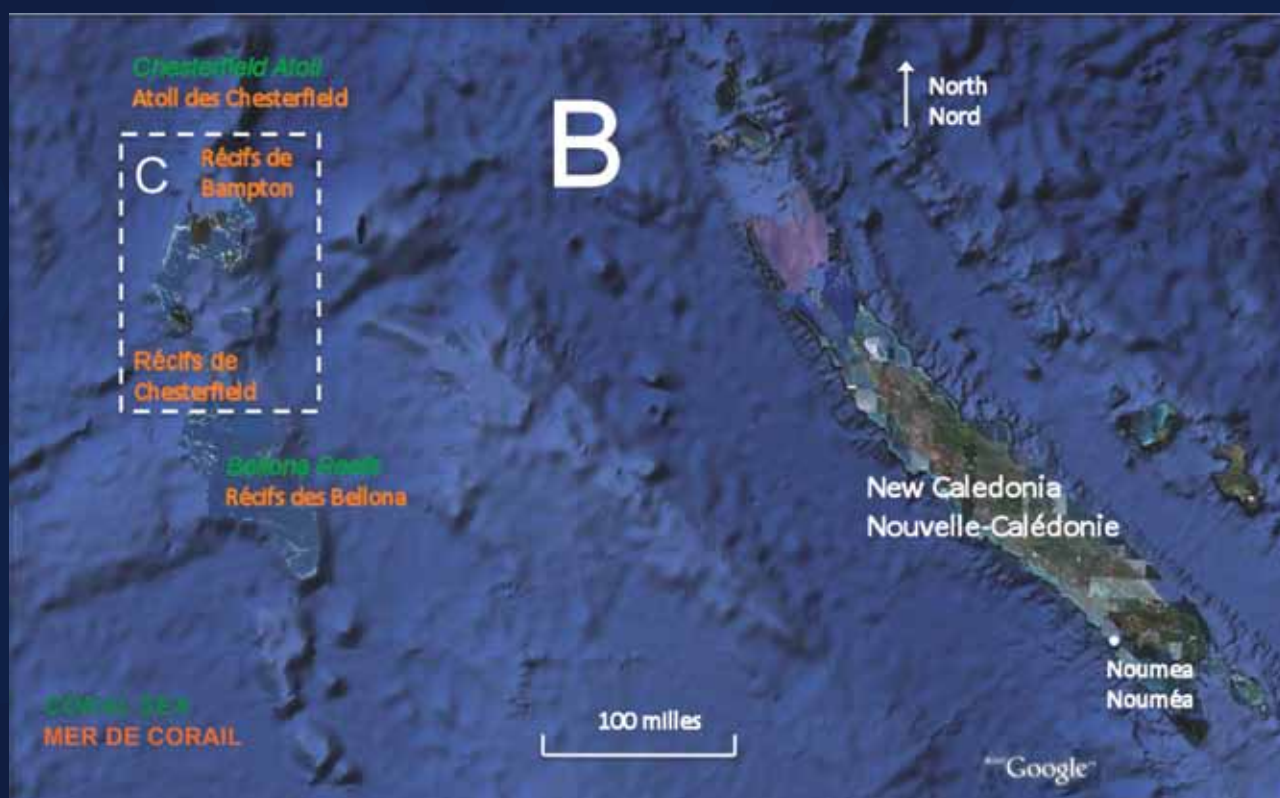
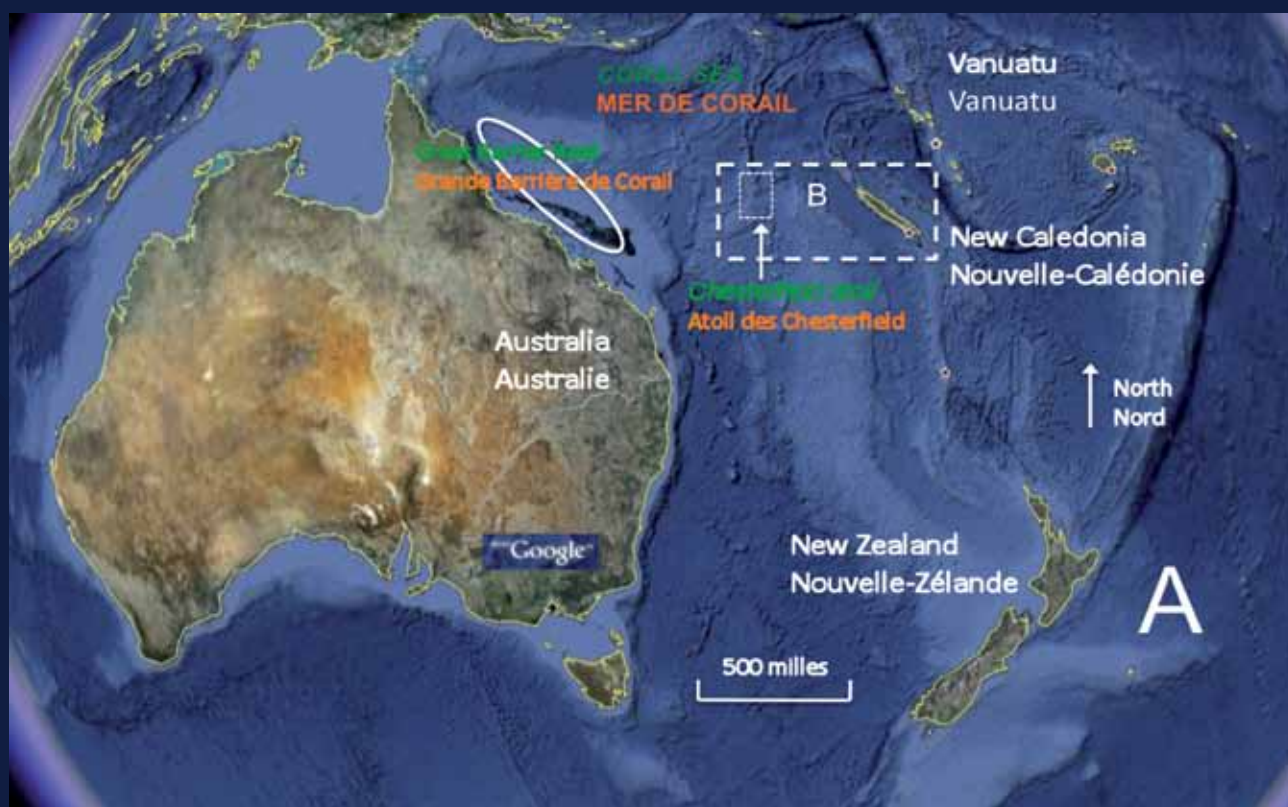


Figure 1-1. Vue générale (A) : Localisation de l'atoll des Chesterfield au centre de la Mer de Corail. Détail (B) : Isolement du complexe récifal Chesterfield-Bellona par rapport à la Grande Terre, à 500 milles de Nouméa et 250 milles des Belep, la première terre émergée (1 mille nautique = 1 852 mètres).

Figure 1-1. General view (A): Location of the Chesterfield atoll in the middle of the Coral Sea. Detail (B): Isolation of the Chesterfield-Bellona reef complex in regards to the Grande Terre of New Caledonia, distant of 500 miles from Noumea and 250 miles from Belep, the first emerged land (1 nautical mile = 1,852 meters).

Présentation de la mission CHESTER2010

Contexte et justification

La “Mer de Corail” tire historiquement son nom de l’extrême richesse en structures coralliennes qui la peuplent (Room, 1987). Elle est bordée à l’Ouest et à l’Est respectivement par le plus grand complexe récifal au monde, la Grande Barrière de Corail d’Australie, et par une structure corallienne délimitant le plus grand lagon au monde, en Nouvelle-Calédonie (Fig. 1-1A, page 14). Ces deux sites ont été inscrits sur la Liste du patrimoine mondial de l’humanité de l’Unesco, dès 1981 pour la barrière australienne, et plus récemment en 2008 pour les lagons de Nouvelle-Calédonie. Des mesures de gestion ont été et continuent d’être mises en place dans ces sites afin d’assurer le maintien de l’intégrité des patrimoines naturels exceptionnels qu’ils abritent.

De nombreuses autres structures coralliennes sont présentes en Mer de Corail, entre ces deux pôles, en particulier du côté australien où l’on citera à titre indicatif les récifs de Lihou, Marion ou Frederick. Au sein de la ZEE néo-calédonienne, les principaux récifs éloignés de la Grande Terre et de son lagon sont l’archipel d’Entrecasteaux, au Nord de la Grande Terre, et le complexe récifal des Chesterfield-Bellona au Nord-Ouest, à 500 nm de Nouméa, presque à mi-chemin entre la Grande Terre et les côtes australiennes (Fig. 1-1B, p. 14). Pour autant que ces distances soient importantes, elles ne remettent pas en cause l’existence d’un certain continuum écologique à l’échelle sous-régionale. L’importance de cette “connectivité”, en terme d’échanges visant à assurer l’équilibre de divers compartiments écologiques, de même que la nécessité de la préserver, ne sont plus à démontrer, notamment pour les poissons récifaux (Sale 2004). Cette connectivité est le support des échanges larvaires garantissant non seulement la reconstitution locale des populations d’animaux récifaux, mais aussi la variabilité génétique au sein des différents sites, sur laquelle repose en grande partie la résilience de ces écosystèmes (Hughes *et al.* 2007). Un autre exemple de la nécessité d’un maintien vital de cette connectivité concerne les prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire, en particulier les requins. Leur disparition entraîne des “effets cascade” très néfastes à l’équilibre des écosystèmes (Stevens *et al.* 2000, Myers *et al.* 2007). En milieu corallien, il a été démontré que la présence des requins conditionnait un niveau élevé de la biomasse

des poissons dont ils se nourrissent (Sandin *et al.* 2010). L’enjeu de leur conservation est néanmoins à la fois local, en ce qui concerne les espèces côtières sédentaires (telle que le requin gris, *Carcharhinus amblyrhynchos*), et régional, s’agissant d’espèces migratrices (telle que le requin tigre, *Galeocerdo cuvier*). Il est également acquis que la mise en place d’aires marines protégées s’avérerait efficace pour endiguer leur déclin (Dulvy 2006). Cet exemple souligne l’importance de travailler à des échelles spatiales cohérentes afin d’atteindre efficacement l’objectif global de conservation, en utilisant notamment l’outil que constituent les aires marines gérées (Palumbi *et al.* 2004). Il convient donc de définir et de mettre en œuvre une stratégie globale de conservation, à de grandes échelles, tout en s’assurant que les mesures prises soient efficaces à l’échelle locale (Mora *et al.* 2006). Pour cela, il est également nécessaire de collecter l’information préliminaire nécessaire à la mise en œuvre de ces mesures de conservation et de gestion durable, sachant que les lacunes concernant cette information sont souvent le facteur limitant à une évaluation objective de l’efficacité des réseaux d’aires marines mis en place (Sale *et al.* 2005).

Considérant sa richesse naturelle, l’enjeu de conservation de la Mer de Corail est apparu ces dernières années comme une priorité incontournable, tant du côté de l’Australie, que de celui de la France et de la Nouvelle-Calédonie. En janvier 2008, s’est tenue une réunion bilatérale entre l’ambassadeur d’Australie à Washington, et M. Christian Estrosi, ministre de l’Outre-mer, en marge de la réunion générale de l’Initiative internationale pour les Récifs coralliens (ICRI), auprès de laquelle M. Estrosi venait plaider la qualité du dossier d’inscription des lagons calédoniens au patrimoine mondial et la reprise du secrétariat de l’ICRI par la France. Un des points majeurs discutés lors de cette réunion, en présence d’élus néo-calédoniens et du coordinateur du programme CRISP, fut le développement d’un axe de coopération relatif à la gestion durable de la Mer de Corail. La dynamique de mise en œuvre de telles mesures du côté australien a été exacerbée par l’initiative de la Fondation Pew qui a édité un rapport spécifique en 2008, afin d’attirer l’attention du gouvernement australien sur cet enjeu (PEG 2008). Le gouvernement australien a par la suite confirmé en mai 2009 sa volonté d’action, par

le biais d'un communiqué officiel du ministre de l'Environnement, SE Peter Garrett.

Du côté français, l'idée progressait et la coordination entre l'Etat et la Nouvelle-Calédonie se mettait progressivement en place sur ce dossier. En mars 2010, une « Déclaration d'intention franco-australienne pour la gestion durable de la Mer de Corail » a finalement été signée par les présidents du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie et des trois provinces, par l'Etat français et le ministère de l'Environnement australien. Ce document identifie des pistes de coopération franco-australienne en matière de gestion des espaces côtiers et hauturiers de la Mer de Corail, ainsi que de développement en commun des connaissances. Il sert désormais de référence pour le développement d'une coopération opérationnelle coordonnée au travers d'un comité de pilotage transnational mis en place à cet effet.

Dans le cadre de son objectif global d'appuyer la coopération régionale et en particulier de développer les relations entre les territoires français et leurs partenaires anglo-saxons de la zone, le programme CRISP a planifié dès la mi-2009, un appui au gouvernement de la Nouvelle-Calédonie sur le dossier "Mer de Corail". Etant donné leur position centrale, les récifs des Chesterfield sont apparus comme une zone prioritaire dont il convenait d'améliorer la connaissance en vue d'une gestion appropriée à terme. Après avoir obtenu un accord auprès du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, quant à l'organisation d'une mission scientifique sur cette zone, le Secrétariat général de la Communauté du Pacifique (CPS), en partenariat avec le Programme régional océanien de l'Environnement (PROE), en a débuté l'organisation dans le cadre du programme CRISP. Un contact a ensuite été établi courant 2010 avec l'antenne Nouvelle-Calédonie de l'Agence des Aires marines protégées, qui avait entre-temps obtenu mandat du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie pour apporter son expertise technique au service du développement d'un processus de gestion intégrée de l'espace maritime de la Nouvelle-Calédonie (cf. Mer de Corail), hors des eaux sous juridictions provinciales.

Objectifs de la mission

La mission, qui s'est déroulée entre le 6 et le 21 août 2010, a été dénommée CHESTER2010.

Elle avait trois objectifs généraux majeurs qui sont par importance décroissante :

- 1) Améliorer la connaissance des récifs des Chesterfield sur le plan écologique, tant en terme de support pour une richesse biologique locale que de rôle potentiel dans les dynamiques de connectivité à l'échelle de la Mer de Corail;

- 2) Effectuer une évaluation des ressources récifales destinées à la consommation humaine (notamment les poissons et certains invertébrés benthiques);
- 3) Contribuer à la formation et au renforcement institutionnel de personnes ressources du Pacifique sur la thématique de connaissance et gestion de la biodiversité.

Les thématiques particulières et objectifs spécifiques de la mission étaient les suivants :

- CORAUX : étude de leur diversité spécifique et des dynamiques locales d'agréations communautaires contribuant à la diversité des biotopes;
- HABITAT CORALLIEN : évaluation de l'état de santé des coraux et espèces associées, en tant que support à la richesse biologique du site;
- INVERTÉBRÉS BENTHIQUES : étude de la diversité spécifique et de l'état des stocks commerciaux d'holothuries, de bédouilles et de langoustes;
- POISSONS : étude de l'état des stocks commerciaux et, à un degré moindre, de leur diversité spécifique;
- REQUINS : évaluation des populations et de la diversité génétique des petits requins côtiers des genres *Carcharhinus* et *Triaenodon*; capture et marquage des grands requins migrateurs des genres *Galeocerdo* (Requin tigre) et *Carcharodon* (Requin blanc);
- OISEAUX : mise à jour de la liste d'espèces, évaluation des populations d'oiseaux marins nicheurs, évaluation de la présence/absence de prédateurs introduits (rongeurs);
- CÉTACÉS : évaluation des populations résidentes ou transitoires.

Remarque liminaire importante

Dans le cadre de ce rapport, il convient de préciser que la majorité des articles touchant aux diverses thématiques dépassent, dans leurs analyses, le cadre strict de la mission CHESTER2010. Ces extensions/compléments volontaires visent à mieux répondre à l'objectif de ce rapport qui consiste à fournir des informations au gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, pouvant servir de base à un processus d'élaboration de mesures de gestion durable des récifs des Chesterfield.

Ce rapport ne prétend pour autant pas procéder à une analyse exhaustive des connaissances disponibles sur la biodiversité et des ressources marines de la zone d'étude.

Montages institutionnel et financier de la mission

La Nouvelle-Calédonie est un territoire membre de la Communauté du Pacifique (CPS), basée à Nouméa (Nouvelle-Calédonie) et du Programme régional océanien de l'Environnement (PROE), basé à Apia (Samoa). La première citée est en charge d'appuyer ses Etats membres sur les politiques de gestion durables des ressources marines, pélagiques et récifales; le second cité est en charge d'appuyer ses Etats membres sur les politiques de conservation de la biodiversité et des espèces emblématiques (type tortues, baleines, requins, etc.). Ces deux organismes régionaux sont intimement associés dans le cadre du programme CRISP pour, à la fois coordonner, mais aussi mettre en œuvre des actions visant à la gestion durable des récifs coralliens. La mission CHESTER2010 est le fruit de cette collaboration qui s'est matérialisée par la mise à disposition conjointe de financements et d'appui technique.

La mission CHESTER2010 a été organisée par la cellule de coordination du programme CRISP. La cellule a i) obtenu les autorisations, ii) organisé la logistique, iii) cadré les objectifs et iv) mobilisé les divers partenaires techniques. Elle a aussi mis à disposition une enveloppe de 25K€ (sur un financement de l'Agence Française de Développement) et un assistant technique qui a assumé la responsabilité et la conduite sur place de la mission. Le PROE a mis à disposition une enveloppe de 25K€ (sur un financement de la Fondation des Nations-Unies) et deux experts. L'Agence des Aires marines protégées (AAMP) a contribué à la relecture des manuscrits et a apporté un financement d'un montant de 15K€ pour la rédaction et l'édition de ce rapport.

Deux autres organismes ont financé à la marge cette mission : il s'agit de l'Association calédonienne pour la Recherche en Mer (ACREM) qui a mobilisé une enveloppe de 5K€, et de l'Institut national pour l'Eau et l'Atmosphère de Nouvelle-Zélande (NIWA) qui a contribué à hauteur de 3K€.

D'autres partenaires techniques ont indirectement contribué sur le plan financier en mettant à disposition gracieusement les experts qui ont participé à la mission. Il s'agit de Conservation International (CI), de la Société calédonienne d'Ornithologie (SCO), de l'association Opération Cétacés (OC), du bureau d'étude Biocénose, de l'Université Griffith (Australie), du Centre de Recherche insulaire et Observatoire de l'Environnement (CRIOBE/Polynésie) et de la NIWA (Nouvelle-Zélande).

Moyens techniques et humains

La logistique de la mission a principalement reposé sur l'affrètement de deux navires. Le premier était un navire

de pêche de 20 mètres, le Warren, essentiellement dédié au transport et stockage de matériel; il était commandé par un capitaine assisté d'un second. Le Warren a aussi servi de base logistique pour la pêche au requin blanc. Le second bateau était un voilier catamaran de 18 mètres, le Bayou, essentiellement dédié au transport et au logement des personnes; il était commandé par un capitaine assisté d'un second. Trois embarcations légères motorisées (entre 4 et 5 mètres de longueur) étaient dédiées aux plongées, à la pêche aux requins et à l'observation des cétacés. Certaines étaient ponctuellement mobilisées selon leur disponibilité pour la logistique des experts "oiseaux" et "requins" (côtiers), qui opéraient à partir des îlots. Il est opportun de noter qu'une embarcation semi-rigide de grande taille (7,6 mètres), en remorque du Warren, a été perdue lors de la navigation pour rejoindre les Chesterfield, en raison de conditions météorologiques très difficiles. La perte de cette unité a surtout pénalisé les protocoles d'observation en mer des cétacés, qui ont dû s'effectuer à partir d'une embarcation inadaptée par sa taille et sa vitesse de déplacement.

Outre les quatre marins en charge des bateaux, la mission comprenait 12 experts, issus de 9 organismes et 7 pays distincts (Table 1-1. page suivante).

Déroulement

Entre le départ du Warren le 6 août 2010 de Nouméa (qui a précédé le Bayou d'une journée) et le retour du Bayou à Koumac le 21 août (soit 24 h après le Warren), il s'est écoulé 17 jours. Les conditions météorologiques furent néanmoins très défavorables pour l'accès aux Chesterfield et les deux bateaux n'ont pu faire la jonction au mouillage sous le vent des îlots du Mouillage que le mardi 10 août au soir. Des prévisions météorologiques défavorables ont par ailleurs engagé la mission à repartir des Chesterfield dès le jeudi 19 août. De ce fait, le travail des experts sur place n'a pu se dérouler qu'entre le 11 et le 18 août, soit 8 jours pleins. Après deux jours avec des conditions de travail rendues difficiles par un vent de Nord-Nord-Est (15-20 kt), la météo s'est néanmoins mise au beau fixe et la mission a bénéficié de conditions très favorables (vent de Sud-Est < 10 kt), entre le 13 et le 16 août, permettant notamment un accès à la pente externe des récifs du Sud-Ouest, généralement très exposés à la houle dominante de Sud-Est. Aucun accident ou problème majeur n'a été à déplorer pendant la mission, et il convient de mentionner une excellente ambiance de travail, propice aux échanges et à l'entraide entre experts et équipage de soutien.

Tous les jours, une réunion en début de soirée permettaient de rapporter les activités de la journée écoulée et de préparer le planning du lendemain.

Tableau 1-1. Tableau synoptique des personnes et domaines d'expertise présents sur la mission CHESTER2010.

Table 1-1. Synoptic table of people and domains of expertise amongst the CHESTER2010 mission.

Nom/ Surname	Prénom/ Name	Organisme/ Organisation	Pays/Country	Domaine d'expertise/Field of expertise
BAUDAT-FRANCESCHI	Julien	SCO	Nouvelle-Calédonie/ New Caledonia	Ornithologie/ Birds
CLUA*	Eric	CPS/ SPC	Nouvelle-Calédonie/ New Caledonia	Ichtyologie (Chondrichtyens et Osteichtyens)/ Ichthyology
FRANCIS	Malcolm	NIWA	Nouvelle-Zélande/ New Zealand	Ichtyologie (Chondrichtyens et Osteichtyens)/ Ichthyology
KINCH	Jeffrey	PROE	Samoa	Invertébrés benthique/ Invertebrates, benthos
LASNE	Grégory	Biocénose	Nouvelle-Calédonie/ New Caledonia	Coraux scléractiniaires/ Scleractinian corals
OREMUS	Marc	OC	Nouvelle-Calédonie/ New Caledonia	Cétologie/ Marine mammals
ROBERTSON	Thomas	Griffith Uni	Australie/ Australia	Ichtyologie (Chondrichtyens)/ Ichthyology (Sharks)
VAN DIJKEN	Schannel	CI	Samoa	Ichtyologie (Osteichtyens)/ Ichthyology
VIEUX	Caroline	PROE	Samoa	Benthos récifal/ Reef benthos
VIGNAUD	Thomas	CRIOBE	Polynésie Française/ French Polynesia	Ichtyologie (Chondrichtyens)/ Ichthyology (sharks)
WANGUNU	Noel	CI	Papouasie NG/ PNG	Ichtyologie (Osteichtyens)/ Ichthyology
WERRY	Jonathan	Griffith Uni	Australie/ Australia	Ichtyologie (Chondrichtyens)/ Ichthyology (sharks)

*Chef de mission/ Head of mission

Caractéristiques générales du site et géographie d'action

Le vaste complexe récifal Chesterfield-Bellona émerge au milieu de la Mer de Corail, à environ 200 milles au Nord-Ouest de la Nouvelle-Calédonie (Figure 1-1B). Ce complexe émane de l'émergence de la ride de Lord Howe, qui prend naissance à proximité de l'Île Sud de la Nouvelle-Zélande et sépare la Mer de Tasman de la Mer des Fidji. Cette dorsale est née de la progression vers le Nord de la plaque indo-australienne (Slater et Godwin 1973). Ce soulèvement a provoqué l'émergence de structures volcaniques qui se sont ensuite effondrées. Le phénomène de subsidence a permis la structuration d'énormes atolls, dont celui des Chesterfield qui délimite un lagon (très ouvert) d'une surface d'environ 3 500 km², entre les latitudes de 19°00' et 20°00' Sud et les longitudes 158°10' et 159°00' Est (Figure 1-2). Le lagon est formé de divers plateaux à des profondeurs variables, parsemés de pinacles d'origine corallienne de taille parfois très importante, puisque certains atteignent presque la surface et font plus de 60 m de hauteur. Pour

ces raisons, les navigateurs ont donné à ces récifs la réputation « des récifs les plus inaccessibles au monde » (Pisier 1979, Godard 1982). Mais la zone n'ayant jamais été hydrographiée, ils étaient et demeurent aussi parmi les plus dangereux au monde, comme en témoignent les multiples naufrages au XIXe siècle dans cette zone, certains particulièrement tragiques (Guillou 1983).

Etant donné les contraintes logistique et temporelle, la mission CHESTER2010 s'est focalisée sur la zone située à l'extrême Sud des récifs des Chesterfield, entre les latitudes 19°51' et 19°58' Sud et longitudes 158°18' et 158°28' Est, qui est distante de Nouméa d'environ 500 milles (Figure 1-1B). Cette zone est composée d'une barrière continue en V, orientée Nord-Ouest/Sud-Est, dont chaque bras mesure environ 25 km. Elle est directement ouverte sur l'océan au Nord-Est, et interrompue par deux passes à l'Ouest ; l'une au Nord assez conséquente (env. 5 km de large et plus de 50 mètres de profondeur en son centre), « la passe de l'Île Longue », et l'autre beaucoup plus étroite (< 1 km et d'une profondeur maximale avoisinant les 20 mètres) plus au Sud, « la passe de l'Îlot du Passage » (Figure 1-3). Cette barrière continue constitue un abri efficace pour le mouillage contre la

Figure 1-2. Vue générale (C) : Atoll des Chesterfield, composé des récifs Chesterfield (Sud) et des récifs de Bampton (Nord).

Detail (D) : Site concerné par la mission CHESTER2010, approximativement entre les latitudes 19°51' et 19°58' Sud et longitudes 158°18' et 158°28' Est.

Figure 1-2. General view (C): Chesterfield atoll, composed of the Chesterfield reefs (South) and the Bampton reefs (North).

Detail (D) : Site of CHESTER2010 mission, approximately between latitudes 19°51' and 19°58' South and longitudes 158°18' and 158°28' East.

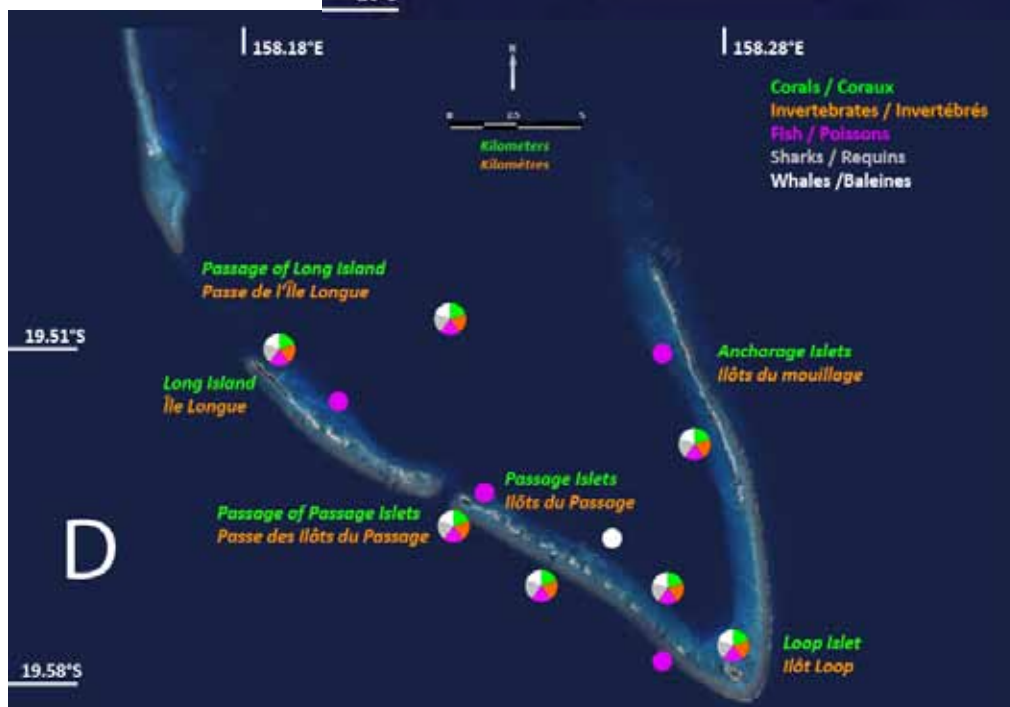
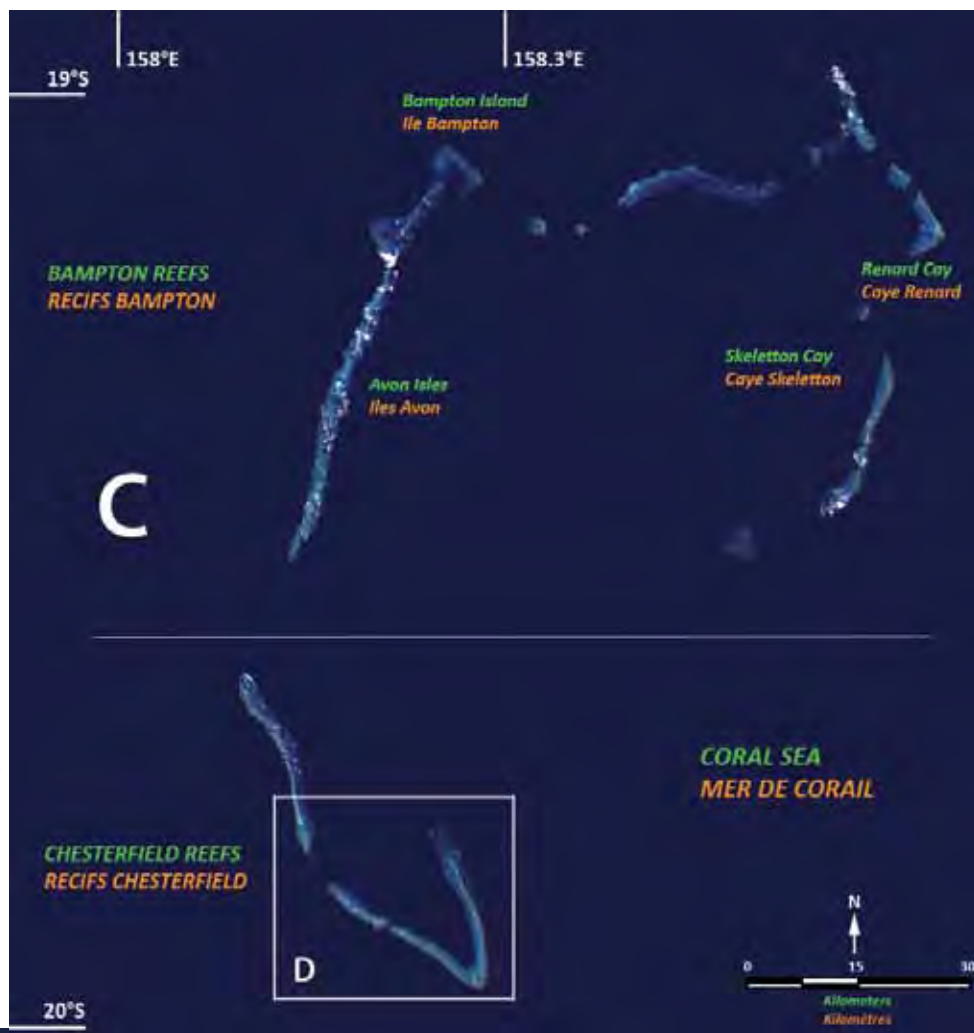


Figure 1-3. Zone Sud (D) des récifs des Chesterfield, où s'est déroulée la mission CHESTER2010. Les localisations des études sont mentionnées avec une indication des thématiques (hors oiseaux) selon les sites.

Figure 1-3. Southern zone (D) of the Chesterfield reefs, where the CHESTER2010 mission took place. The location of the different studies (excepting birds) are mentioned with an indication of the thematic per sites.

houle dominante d'orientation Sud- Est. La barrière possède des motus, assimilés à des îlots (cf. planche 1, page 21). Le plus important se situe au Nord-Ouest, il s'agit de l'Île Longue, qui fait environ 2 km de longueur pour une largeur d'environ 200 mètres. Cette île, de loin la plus riche en couvert végétal abritait traditionnellement les campements humains plus ou moins transitoires qui ont accompagné le développement d'une industrie de collecte du Guano puis de pêche à la baleine au cours du XIX^e siècle (Garrigue et Oremus, ce rapport). C'est aussi l'île qui, par sa taille, compte le plus grand nombre d'oiseaux. Au Sud de l'Île Longue, et à la suite de plusieurs cayes sableuses, se trouve l'îlot du Passage, de l'autre côté de la passe du même nom. Il est passablement boisé et accueille aussi de nombreuses colonies d'oiseaux marins. A l'extrême sud du V, émerge au milieu de la barrière l'îlot Loop, présentant un couvert végétal réduit, et servant aussi de refuge à diverses colonies d'oiseaux. C'est sur cet îlot qu'a été installée une station météo. Sur le bras Est du V, dans le dernier tiers supérieur, une série de cinq îlots émerge et porte le nom des "Îlots du Mouillage", en référence à la protection physique (toute

relative par rapport à l'îlot Loop) qu'ils offrent. Malgré leurs tailles relativement réduites, ces îlots sont très riches en colonies d'oiseaux. Entre tous ces îlots, de l'Île Longue aux îlots du Mouillage, la barrière est constituée d'un socle de calcaire profondément érodé, avec des platiers plus ou moins profonds, qui délimite parfois des lagons de petite taille en amont de la crête récifale (cf. planche 1, p. 21). En face interne de la barrière, le lagon se décline en pente douce, parsemé de patates coralliennes très variables dans leur taille et densité sur un fonds sablo-vaseux (Figures 1-4 et 1-5). La clarté de l'eau est toute relative à l'intérieur du lagon. Sur la face externe de la barrière, une zone classique à sillons/éperons débute à partir de la crête récifale, baignée par une eau océanique translucide (Figure 1-6). Sur la partie Ouest du V, le tombant corallien de la pente externe s'achève en moyenne entre 40 et 60 mètres à partir desquels débute la plaine sableuse.

Bibliographie

- Dulvy N. K., 2006. Conservation biology: strict marine protected areas prevent reef shark declines. *Curr. Biol.* 16, R989-R991.
- Garrigue C. and Oremus M. (This report) Cetacean surveys in the Chesterfield Archipelago: perspective with 19th Century whaling records. CHESTER2010 report. 246 pp.
- Godard P., 1982. Les Chesterfield : l'île la plus proche du Paradis. Editions d'Art Calédoniennes, Nouméa (ouvrage non paginé).
- Guillou J., 1983. Trois Naufrages aux Iles Chesterfield au siècle dernier. *Bulletin de la Société d'Etudes historiques de la Nouvelle-Calédonie.* N°55 : 27-46.
- Hughes T. P., Rodrigues M. J., Bellwood D. R., Ceccarelli D. et al., 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology* 17: 360-365.
- Mora C., Andrefouet S., Costello M. J., Kranenburg C., Rollo A., Veron J., Gaston K. J. and Myers R. A., 2006. Coral Reefs and the global network of Marine Protected Areas. *Science* 312: 1750-1751.
- Myers R. A., Baum J. K., Shepherd T. D., Powers S. P. and Peterson C. H., 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a Coastal Ocean. *Science* 315: 1846.
- Palumbi S.R., 2004. Marine reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Annu. Rev. Environn. Resourc.* 29: 31-68.
- Pew Environment Group, 2008. An Australian Coral Sea Heritage Park.. Report. I. Zethoven AO ed. 72 pp.

Planche 1 -1. (Ci-contre) Vues de l'Île Longue : (a) plage côté lagon surmontée par un couvert végétal dense et (b) vue du Sud de l'île avec l'îlot du Passage au loin. Vues de l'îlot du Passage: (c) *beach rock* sur la face externe au nord de l'îlot (Île Longue au loin) et (d) cayes sableuses entre l'Île Longue et l'îlot du Passage. Vue de l'îlot Loop : (e) plage au nord de l'îlot donnant sur le lagon (présence de la station météo au loin) et (f) partie centrale de l'îlot où nichent des centaines d'oiseaux marins. Vues d'un des 5 îlots du Mouillage : (g) exemple de colonie de Sternes fuligineuses présentes par milliers et (h) plage côté lagon avec une vue sur les autres îlots du Mouillage plus au sud (crédit photos: JBF/SCO).

Plate 1-1. (Right page) Views of Long Island: (a) beach from the lagoon side leaned over by a dense plant network and (b) perspective on the south of the island with the Passage Islet on the horizon. View of the Passage Islet: (c) beach rocks on the north outward side (Long Island on the horizon) and (d) sandy shoals between the Long Island and Passage Islet. View of the Loop Islet: (e) Northern beach on the lagoon side (forecast station on the view) and (f) central zone of the island where hundreds of birds nest. Views of the 5 Mouillage Islets: (g) example of a Tern colony in schools of thousands of birds and (h) beach on the lagoon side with the other islets on the landscape (Photo credit: JFB/SCO).



- Pisier G., 1979. Les "petites dépendances" de la Nouvelle-Calédonie. Notes d'Histoire Calédonienne. N°41: 9-32.
- Room, A. (1987) Placenames of the World: Origins and Meanings. (2nd Edition). 488 pp.
- Sale P., 2004. Connectivity, Recruitment Variation, and the Structure of Reef Fish Communities. INTEGR. COMP. BIOL., 44: 390-399.
- Sale P. F., Cowen R. K., Danilowicz B. S., Jone G. P. *et al.*, 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. TRENDS in Ecology and Evolution Vol. 20: 74-80.
- Sandin S.A., Walsh S.M., Jackson J.B.C., 2010. Prey release, trophic cascades, and phase shifts in tropical nearshore marine ecosystems. In J. Estes and J. Terborgh (eds) Trophic cascades, Island Press.
- Slater R. A., Goodwin R. H., 1973. Tasman sea guyots. Mar. Geol. 14: 81-99.
- Stevens J., Bonfil R., Dulvy N. and Walker P., 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. ICES J. Mar. Sci. 57: 476-494.



Photo@ T. VIGNAUD

Figure 1-4. Patate corallienne proche du récif frangeant sur la face interne (côté lagon) de l'Île Longue, avec banc de chirurgiens bagnards (*Acanthurus triostegus*).

Figure 1-4. Patch reef close to the internal (lagoon side) fringing reef of Long Island, with a school of convict surgeon fishes (*Acanthurus triostegus*).

Presentation of CHESTER2010 fieldtrip

Introduction

The Coral Sea, historically named for the vast amount of coral structures located within it (Room, 1987), is surrounded on its Eastern and Western side by the widest coral reef formations, the Australian Great Barrier Reef, and the world largest coral atoll lagoon of New Caledonia (Fig.1-1A, page 14). Those two sites have been listed by UNESCO as World Heritage sites, in 1981 for the former, and more recently in 2008 for the later, to ensure the sustainability of those sites' integrity for the exceptional natural heritage they contain.

A large number of other coral structures exist in the Coral Sea, especially within the Australian side, such as Lihou reefs, Marion reefs or Frederick reefs. Within the New Caledonian Exclusive Economic Zone (EEZ), major coral reefs of the main island and its lagoon are Entrecasteaux archipelago off the northern coast of Grande Terre, and the Chesterfields – Bellona off the northWestern coast of Grand Terre, 500 nautical miles from Nouméa, about half way between Grand Terre and Australian coastline (Fig. 1-1B, p. 14).

As those distances are large, there is no doubt that an ecological continuum occurs at a sub-regional level. The importance of this connectivity for exchanges between several ecological groups, and the need to sustain it do not need to be demonstrated today, especially for reef fishes (Sale 2004). This connectivity is also a support for larvae exchanges ensuring not only local reef species population settlement, but also the genetic variability within different sites, over which a big part of those ecosystems' resilience is based (Hughes et al. 2007). Another example of a vital sustainability need of this connectivity is for the predators at the top of the food chain, especially sharks. Decrease in shark populations is indeed having very negative impacts over ecosystems equilibrium (Stevens et al. 2000, Myers et al. 2007). In coral reef ecosystems, it has been demonstrated that the presence of sharks leads to a high level of fish biomass upon which sharks feed (Sandin et al. 2010). What is at stake with shark conservation is therefore local for sedentary coastal shark species (such as grey reef shark, *Carcharhinus amblyrhynchos*), and regional for migrating species (such as tiger shark, *Galeocerdo cuvier*). Additionally, the setting up of Marine Protected Areas is efficient in stopping their decline (Dulvy 2006). This example highlights the importance of working at several spatial scales to achieve the global conservation goal and using tools such as the Marine Managed Areas (Palumbi et al. 2004). We therefore have to define and implement

a global conservation strategy at bigger scales, and ensure that decisions are also applied adequately at a local scale (Mora et al. 2006). It is also important to collect preliminary data needed for the implementation of sustainable conservation management plan, knowing that lack of data is often a limiting factor for the objective evaluation of marine managed areas efficiency (Sale et al. 2005).

Considering its natural assets, conserving the Coral Sea has appeared as a major priority, not only for Australia, but also for France and New-Caledonia. In January 2008, a bilateral meeting took place between the Australian Ambassador in Washington and M. Estrosi, Overseas French Minister, who had come from Paris to attend the International Coral Reef Initiative (ICRI) meeting in Washington, DC. M. Estrosi's motivations were to present the New Caledonian lagoon as part of the UNESCO heritage list sites and introduce France as next holder of the ICRI secretariat. One of the major points discussed during this meeting (where New Caledonian representatives and Coral Reef Initiative for the Pacific (CRISP) coordinator joined), was the development of a cooperative strategy related to the sustainable management of the Coral Sea. The setting of such a management plan on the Australian side was facilitated by the PEW foundation Initiative, editing a specific report in 2008 to raise Australian government awareness over this issue (Pew 2008). In May 2009, the Australia government then confirmed its willingness for action, through an official press release from the Australian Minister for the Environment, Mr. SE Peter Garret.

On the French side, the idea was raised, and the coordination between the State and New Caledonia was slowly being set up over this topic. In March 2010, a "declaration of intention between France and Australia for the Coral Sea sustainable management" was signed by the presidents of the New Caledonian government and the three provinces as well as by the French state and the Australian Minister for the Environment. This document identified strategies for cooperation for Coral Sea coastal and high seas ecosystems management as well as the support of an integrated knowledge. It is now a reference for the development of an operational cooperation through the creation of a transnational steering committee.

Through this global goal of supporting regional cooperation and in particular developing relationships between French territories and their regional Anglophone partners, since mid-2009 the CRISP programme has provided support to the New Caledonian government



Photo@ E. Clua

Figure 1-5. Banc de grosses lèvres à points (*Plecthorhinchus picus*) sous une patate dominée par les alcyonaires, sur les fonds sableux (15 mètres) à l'intérieur du lagon (en face de l'Île Longue).

Figure 1-5. School of spotted thicklip (*Plecthorhinchus picus*) under a patch reef dominated by soft corals on a sandy bottom (15 m depth) in the interior of the lagoon (opposite to Long Island).

regarding the “Coral Sea” topic. Given its central location, the reefs of the Chesterfields are a priority area where knowledge improvement is a real need for its sustainable management. After reaching an agreement with the New Caledonian government for the organization of a scientific mission, the Secretariat for the Pacific Community, in collaboration with Secretariat of the Regional Environment Programme (SPREP) set up this Chesterfield mission through the CRISP programme.

Further collaboration was established in 2010 with the French Agency for MPA (AAMP), recognized in New Caledonia for its technical expertise for the development of a process for New Caledonian marine areas integrated management (cf Coral Sea), outside provincial jurisdictions.

Objective of the mission

The field trip took place between the 6th and the 21st of August 2010, and was named CHESTER 2010.

It targeted three major goals:

- 1/ Improve ecological knowledge of Chesterfield reefs, both in terms of local biological assets and its potential role into connectivity dynamics.
- 2/ Evaluate coral reef resources for human consumption (fish as well as benthic invertebrates)
- 3/ Contribute to the training and institutional strengthening of resource people in the Pacific region over biodiversity knowledge and sustainable management.

Specific thematics and goals of the mission were:

- CORALS: study of their species diversity and local dynamics of communities' aggregations contributing to biotopes diversity;
- CORAL HABITAT: evaluation of coral health and associated species, as a support for the biological richness of the site;
- BENTHIC INVERTEBRATES: study of species diversity and snapshot of populations for commercial sea cucumber, clams and crayfish;
- FISH: evaluation of commercial species populations and species diversity;
- SHARKS: Evaluation of population and genetic diversity for small coastal species such as *Cacharhinus* and *Triaenodon*; capture and tagging of large migrating species of *Galeocerdo* (tiger shark) and *Carcharodon* (white shark);
- BIRDS: evaluation of nesting birds species and level of predation linked to invading rodent species;
- CETACEAN: evaluation of resident and transitory populations.

Important preliminary remark

For this report, it is important to note that the majority of articles relate to diverse themes and are going through further analysis beyond this Chesterfields mission. These voluntary extensions or complements are focusing on the report goals of providing information to the New Caledonian government as a basis for the Chesterfields reefs sustainable management process. This report is not intended to provide a comprehensive analysis of the knowledge available on biodiversity and marine resources for the studied area.

Institutional collaboration and financing of the mission

New Caledonia is one of the members territory for SPC Caledonia is one of the territory members for SPC, based in Noumea (New Caledonia) and for the SPREP, based in Apia (Samoa). The former is in charge of supporting member countries politics related to the sustainable management of pelagic and reef marine species; the latter is in charge of the support for biodiversity and for emblematic species conservation (turtle, whale, shark etc.). Those two regional institutions are very closely associated within the CRISP programme to manage and implement actions targeting the sustainable management of coral reefs. The CHESTER2010 mission has been an outcome of this collaboration and took place thanks to the financial and technical support from both institutions.

CHESTER2010 mission was organised by the CRISP coordinating Unit (CCU). The CCU i) gained appropriate agreements, ii) organized the logistics, iii) determined the overall goals, iv) set up the technical expertise. It also provided the financial support of 25K€ (AFD funding), and a technical assistant who led the mission. SPREP also had provided 25K€ (United Nations Foundations) and two technical experts. The AAMP contributed to the editing of manuscripts and also contributed 15K€ to support the design and editing of this report. Two more institutions financially contributed to this field trip: the ACREM or Caledonian Association for Marine Research with 5K€, and the National Institute for Water and Atmosphere from New Zealand (NIWA) contributing 15K€. Other technical partners indirectly contributed financially through technical experts taking part into the mission. This includes Conservation International (CI), the Ornithology Caledonian Society (SCO), Cetacean Operation Association (OC), Biocenose consulting, Griffith University (Australia), the Island Research Centre and Environment Observatory (CRIOBE/Polynesia), and finally NIWA (New Zealand).

Technical and human resources

The mission was based on two chartered vessels. The former was a 20m long fishing vessel, the Warren, mainly



Photo@ E. Clua

Figure 1-6. Vue générale de la zone à sillons/éperons (prof. 5-6 mètres) sur la pente externe à l'Ouest de l'îlot Loop. Au premier plan, banc de saupes brésiliennes (*Kyphosus* spp.) avec un mérou tacheté (*Plectropomus laevis*) au second plan.

*Figure 1-6. General view of the flat reef (5-6 meters depth) on the outer slope, west to Loop Islet. On the foreground: a school of chubs (*Kyphosus* spp.) with a spotted coral trout (*Plectropomus laevis*) on the background.*

used for material storage and transportation; it was chartered by a captain and his second mate. The Warren also served as a logistical basis for white shark tagging. The latter was an 18m sailing catamaran, the Bayou, mainly used for transporting and hosting people; it was led as well by a captain and his second mate. Three smaller motorized vessels (between 4 to 5 meters long) were used for diving; shark tagging and observations of cetaceans. Some of these vessels were used according to their availability by the technical experts for birds or sharks in order to conduct their work from islets. It is worth mentioning that one of the inflatable vessel (7.6 meters long), towed by the Warren, was lost during the trip from Noumea to the Chesterfields, due to hard climatic conditions. The loss of this unit mainly affected the protocols for observing cetaceans as study had to be made from a vessel not adapted by its length and speed limit. Excluding the main marine crew in charge of the vessels, the field trip involved 12 experts from nine different institutions and seven countries (Table 1-1).

Mission process

Seventeen days transpired between the Warren's departure date on the 6th of August 2010 from Noumea (one day before the Bayou), and the arrival to Koumac on the 21st of August (24h after the Warren). Weather conditions were however very difficult to access the Chesterfields and both boats could only reach the Chesterfields on the evening of the 10th of August. Difficult weather conditions started again on the 19th of August. Due to these conditions, expert work was only possible between the 11th and the 18th of August, a total period of eight days. After two days of hard climatic conditions for work due to a north/north-east wind (15-20knts), the weather forecast improved with wind dropping to 10 knots or less between the 13th and the 16th of August allowing access to the outside reef slope of the south-west reefs that are usually exposed to the south-east trade wind, and a dominant south-Eastern swell. No accident or major issue happened during the mission, and the work has been carried out positively with very good interpersonal relationship between experts and support crew.

General characteristics of the site

The Chesterfields-Bellona reef complex emerges in the middle of the Coral Sea, about 200 miles northwest of New-Caledonia (Figure 1-1B). This complex is due to Lord Howe ridge, initiated close to the Southern Island of New Zealand, separating the Tasman Sea from the Fijian Sea. This ridge is born from the movement of the Indo-Australian plate (Slater and Goldwin 1973). This rise led to the merging of volcanic structures which then collapsed. This subsidence phenomenon allowed the creation of enormous atoll structures, such as the Chesterfields delimitating a wide open lagoon

with a surface area of 3,500 km², between latitudes 19°00' and 20°00' South and longitudes 158°10' and 159°00' East (Figure 1-2). The lagoon is made of diverse plateau located at different depths, scattered with coral pinnacles with some extending almost to the surface with a total height of 60m. For these characteristics, sailors gave the Chesterfields its reputation of the "world's most inaccessible reefs" (Pisier 1979, Godard 1982). Indeed, this area has never been hydrographically surveyed and remains one of the world most dangerous areas where multiple wrecks occurred during the 19th century, some of them really tragic (Guillou 1983).

Given the logistical and time constraints, the CHESTER2010 mission focused on the area located at the extreme south of the Chesterfields reefs, located between latitudes 19°51' and 19°58' South and longitudes 158°18' and 158°28' East, at a distance of about 500 miles from Noumea (Figure 1-1B). This area is built upon a barrier with a V shape, oriented northwest/southeast, each leg being about 25km long. This barrier is open to the ocean on the northeast side, and is interrupted by two passes over the west; the one occurring north is large (about 5km wide and more than 50 meters deep in its center), 'L'île Longue pass', the other one being narrower (less than 1km wide and about 20m deep) and occurring to the south, named "l'ilot du passage pass" (Figure 1-3). This continuous barrier constitutes an efficient shelter for boats to anchor against the dominant southeast swell. The barrier does contains "Motus", similar to islets (cf plate 1, page 21). The most important motu or islet is located on the northwest side, named "L'île Longue", about 2km long and 200 meters wide. This islet is by far the most diverse in terms of coverage by vegetation and previously had transitory inhabitants, leading to the development of a guano industry and then to whale fishery during the 19th century (Garrigue and Oremus, this report). It is also the island that contains the highest number of seabirds. At the extreme South of the V emerging in the middle of the barrier is Loop Islet with reduced coverage by vegetation that still provides a refuge for diverse bird colonies. A meteorological station was set up on this islet. On the Eastern leg of the V, within the furthest third, a series of five islets emerges, named "Anchorage Islets", in reference to the physical shelter they provide (quite relative compared to l'ilot loop). Although of reduced size, these islets contain a high diversity of bird colonies. Between those islets, from l'île Longue to ilots du Mouillage (Anchorage Islet), the coral barrier is made of well eroded calcareous skeleton, with a few reef flats at different depth that sometimes delimitates small size lagoons occurring upstream to the reef crest (cl. Plate 1-1, p.21). In the inside slope of the barrier, the slope is not steep and usually is an area of grooves and spurs within a pristine oceanic water (Figure 1-6). Onto the west side of the V, the outside slope of the barrier usually ends within a depth of 40 to 60 meters where a flat sandy plane begins.

Date	Site	Latitude (Sud/South)	Longitude (Est/East)
10/08/2010	1	19 54.229	158 27.782
11/08/2010	2	19 53.747	158 28.150
	3, 4	19 53.657	158 28.404
12/08/2010	5	19 53.228	158 27.711
	6, 7	19 57.980	158 28.484
13/08/2010	8	19 57.043	158 27.463
	9	19 57.066	158 27.461
	10, 11	19 56.797	158 26.439
14/08/2010	12	19 54.804	158 22.395
	13	19 56.018	158 24.576
15/08/2010	14	19 54.446	158 22.883
	15	19 54.433	158 21.182
	16, 17	19 51.926	158 19.203
16/08/2010	18	19 52.022	158 18.148
	19	19 51.446	158 22.627
17/08/2010	20	19 57.339	158 27.931

Table 2-1-0. Localisation des sites de description des habitats coralliens et d'évaluation de la diversité spécifique en coraux scléractiniaires. A noter que ces sites sont communs aux inventaires touchant aux ressources en invertébrés benthiques (chapitre 3) et poissons de récifs (chapitre 4). Sur chacun des sites l'équipe pluridisciplinaire déployait les transects dans des zones adjacentes.

Figure 2-1-0. Location of the sites for the description of the coral habitat and the assessment of species diversity of scleractinian corals. These sites are actually common for the surveys dedicated to the assessment of ressources in benthic invertebrates (Chapter 3) and reef fishes (Chapter 4). In each of these site, the multidisciplinary team was deploying the transects in adjacent areas.

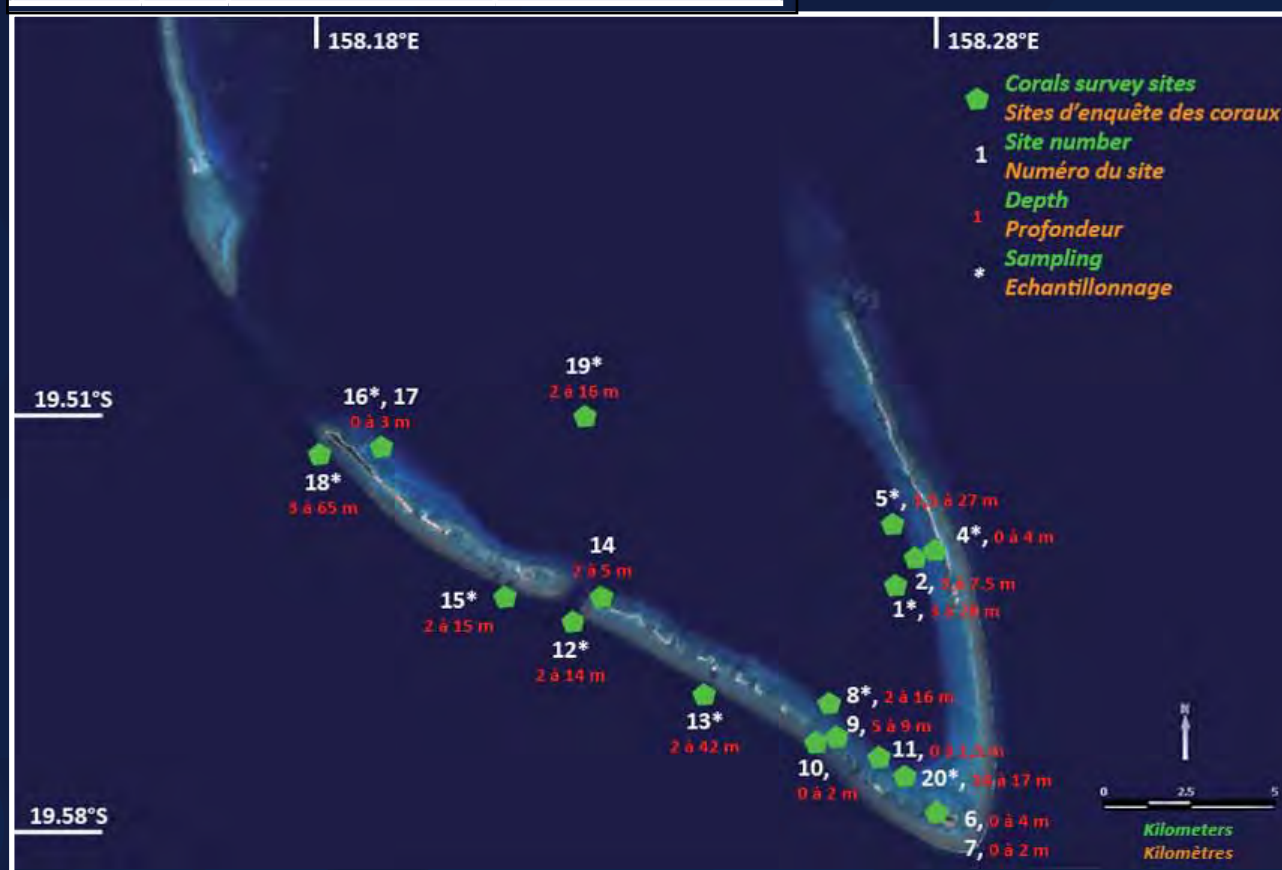


Figure 2-1. Localisation des sites d'observation et de prélèvement pour l'étude de l'habitat corallien. Les deux profondeurs (minimale et maximale) de chaque plongée sont indiquées pour chaque site. Les sites où des prélèvements de coraux ont été effectués, sont marqués d'un astérisque.

Figure 2-1. location of the study and sampling sites for the assessment of the coral reef habitat. The two depths (min and max) for each dive are mentioned for each site. The site where a sampling of coral was implemented are marked with an *.

RÉSUMÉ

La mission CHESTER2010 a permis la description d'un total de 20 stations qui ont été choisies dans le but d'étudier le maximum de biotopes en fonction des disparités environnementales de la zone. A ce titre huit-types majeurs d'habitats ont été prospectés, au sein desquels 219 taxa de coraux scléractiniaires ont été dénombrés, dont 171 identifiés au niveau spécifique. Ces espèces sont réunies en 60 genres scléractiniaires et représentent 42% des 401 espèces connues à ce jour en Nouvelle-Calédonie. Le nombre d'espèces de coraux scléractiniaires répertoriés par station varie considérablement, entre 19 et 127 espèces, selon les différents habitats récifaux. La diversité corallienne maximale (avec 127 espèces de coraux scléractiniaires) a été observée lors d'une plongée sur la pente externe (entre 2 et 64 m de profondeur) en face de l'île longue. La diversité corallienne minimale (avec 19 espèces de coraux scléractiniaires) a été observée lors d'une plongée (à 9 m de profondeur) sur une pente sédimentaire de lagon sans massif corallien. Parmi ces 171 espèces de coraux scléractiniaires identifiées, 24 nouvelles espèces ont été rajoutées à l'inventaire des Chesterfield, qui comporte aujourd'hui un nombre total de 248 espèces de coraux scléractiniaires. En dépit de leur éloignement de toute influence terrigène importante et la faible diversité en habitats, les Chesterfield semblent posséder une diversité en coraux scléractiniaires importante qui suggère la mise en place de mesures de gestion durable.

La composition benthique varie entre les différents habitats ainsi qu'au sein d'habitats similaires qui peuvent être exposés à des conditions environnementales différentes créant ainsi une multitude de micro-habitats. Les plus fortes couvertures en corail vivant se retrouvent sur les sites de pente externe et sont d'environ 45% alors que les sites de platiers récifaux internes et externes d'îlots présentent globalement les couvertures en corail vivant les moins significatives. Le corail y est souvent remplacé par des algues turf qui sont d'autant plus développées que l'îlot est fortement peuplé en oiseaux. Ces oiseaux contribuent à un enrichissement de l'eau en phosphate qui favorise la croissance des algues. Des étoiles de mer tueuses de corail (*Acanthaster planci*) ainsi que des signes de leur prédation ont été observés sur les grands massifs de lagon et bords de passe en nombre néanmoins très limité. Peu de maladies coralliennes ont été constatées hormis quelques nécroses, bandes de blanchissement ainsi que des tumeurs. Ces maladies coralliennes concernent les grands massifs de lagon, les platiers internes de lagon, et les récifs de pente externe.

ABSTRACT

CHESTER2010 Mission allowed the description of a total of 20 stations in 8 different habitats, on which 219 taxa of scleractinian corals have been recorded with 171 identified to species level. These species are grouped into 60 scleractinian genera representing 42% of the 401 species known to date in New Caledonia. The number of scleractinian coral species listed by station varies widely, between 19 and 127 species, according to the different reef ecosystems. Maximum coral diversity was observed at Station No.18 with 127 species of scleractinian corals (outer slope down to 64 m long island right). Minimum coral diversity was observed at station No.9 with 19 scleractinian coral species (inner sedimentary slope without reefs at 9 m depth). Of these 171 identified species of scleractinian corals, 24 species were newly added to the previous inventory of the Chesterfield atolls. All missions combined, the total number of scleractinian coral species recorded is 248. Given their remoteness from any significant terrigenous influence and low variety of different habitats, the Chesterfield Reefs seem to gather a higher than average species diversity of scleractinian corals which suggests the implementation of measures insuring a sustainable management.

*Benthic composition varies between different habitats and within similar habitat that may be exposed to different environmental conditions creating a multitude of microenvironments. The highest live coral covers are found on the outer slope sites and are about 45%, while islet inner and outer reef flats have generally low live coral cover. Corals are often replaced by turf algae and especially when the associated islet is heavily populated by birds. These birds contribute to the enrichment of phosphate in the water and the consequent algae overgrowth. Signs of predation by Crown-of-Thorn starfish (*Acanthaster planci*) as well as individuals were seen on the lagoon pinnacles and channel edges but in very limited numbers. Very few coral diseases have been identified except for some necrosis, white-band and tumors. These diseases affect the lagoon pinnacles, inner reef flats and outer reef slopes.*

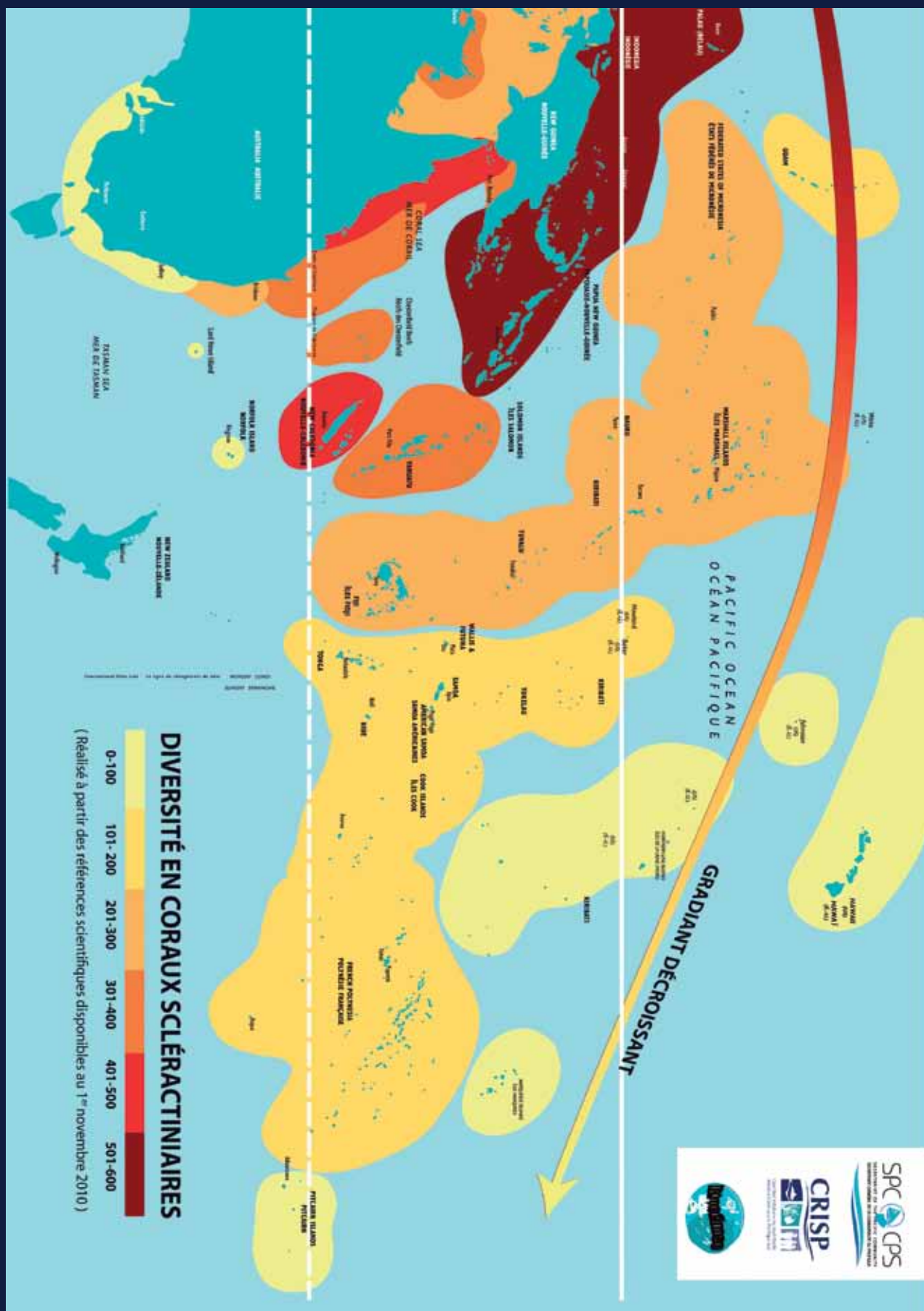


Figure 2-1-1. Gradient de biodiversité en scléractiniaies dans l'Indo-Pacifique. Sources : Wells 1954, Veron 1990, 1999, Wallace 1999, Lovell 2005, Veron *et al.*, 2005, Pichon 2006, Glynn 2007, Lasne 2007, 2010 ainsi que les inventaires réalisés lors des campagnes scientifiques ayant donné lieu à des rapports techniques.

Identification des coraux scléractiniaux

Remarque liminaire

Les coraux scléractiniaux posent plusieurs problèmes pour leur identification au niveau spécifique. Leur taxonomie a été traditionnellement basée sur la morphologie de l'exosquelette mais désormais des révisions taxonomiques des espèces coralliennes ont été réalisées grâce à de nouvelles approches comme la systématique moléculaire et la morphométrie. Ces nouvelles méthodes ont montré l'insuffisance des seuls outils morphologiques traditionnels (Weil and Knowlton 1994 ; Wallace and Willis 1994 ; Fukami 2004 ; Benzoni 2007, 2008).

Par ailleurs des ouvrages présentant des images *in situ* des espèces coralliennes ont été édités (Veron 1995, Veron 2000, Wallace 1999, Fenner 2005) facilitant une prolifération d'identifications incorrectes ou approximatives qui ont envahi les rapports de suivis environnementaux ou même des papiers se voulant scientifiques. Les identifications spécifiques pour les genres *Acropora*, *Montipora*, *Porites*, *Alveopora* et *Goniopora* sont notamment très souvent erronées car elles nécessitent en général un prélèvement de spécimen puis des observations au microscope pour être confirmées. Pour preuve, quelques taxons complexes attendent toujours une révision (Benzoni 2008).

Un grand nombre d'espèces de corail peut cependant être identifié sous l'eau ainsi qu'à l'aide de photos sous-marines. L'identification est d'autant meilleure que les photos peuvent être comparées à une collection de référence qui possède des images *in vivo* ainsi que des images de l'exosquelette.

Une autre source d'erreur doit également être mentionnée concernant la comparaison des inventaires coralliens réalisés dans différentes régions ou différents sites d'une même région. En effet le nombre d'espèces scléractiniales inventoriées sur un site peut être variable selon l'expérience et les références des observateurs, la méthodologie utilisée et l'effort d'échantillonnage (temps de plongée, nombre de plongées, zonations de la prospection, profondeur d'exploration, multiplication des biotopes, prélèvement ou pas d'échantillons...).

Nous avons tenu compte de ces contraintes dans la réalisation de ce chapitre sur l'étude des coraux scléractiniaux effectuée dans le cadre de la mission CHESTER2010.

Situation de la Nouvelle-Calédonie

L'hypothèse courante fait de la région indo-malaise le foyer d'origine des espèces récifo-coralliennes (Triangle d'or de la biodiversité). Ainsi, la diversité spécifique est *maximale* dans les mers d'Asie du Sud-Est, puis montre un gradient d'appauvrissement quand on s'éloigne de cette région d'Ouest en Est vers les archipels du Pacifique central et oriental (Wells, 1954).

A très grande échelle, cette hypothèse semble se vérifier sur quelques groupes zoologiques relativement bien connus. Ainsi, sur la base d'inventaires se voulant exhaustifs, les coraux scléractiniaux sont représentés par 600 espèces de coraux en Indonésie, 450 espèces sur la Grande Barrière de Corail, 297 espèces au Vanuatu (Veron 1990), 245 espèces aux Iles Fidji (Lovell 2005), 130 espèces en Polynésie Française et seulement 6 espèces à l'Ile de Pâques (Glynn 2007).

En parallèle de ces inventaires exhaustifs, ces zones géographiques ont également fait l'objet d'inventaires coralliens selon la méthode du Programme d'Evaluation Rapide (PER) qui privilégie l'étendue d'une zone étudiée au détriment de la précision des inventaires biologiques. Dans ce cas, la richesse spécifique en coraux scléractiniaux est sous-estimée car l'effort d'échantillonnage est faible et seuls les niveaux bathymétriques supérieurs sont prospectés : 305 espèces recensées aux Philippines (Veron and Fenner 2000), 315 espèces à Sulawesi (Fenner 2001), 418 espèces à la baie de Milne en Papouasie- Nouvelle-Guinée (Fenner 2003) et 331 espèces aux Iles Raja Ampat d'Indonésie (Fenner 2002).

La Nouvelle-Calédonie est proche du centre de diversité maximale (Triangle de corail) et, par sa taille significative (entraînant une grande variation des facteurs écologiques) et sa localisation géographique (en zone tropicale à sub-tropicale), elle présente une multitude d'habitats favorables à l'installation de divers coraux. A ce jour, sous l'impulsion des campagnes réalisées avec l'appui de l'IRD et de la CPS (programme CRISP), 401 espèces scléractiniales ont été recensées (Fig. 2-1-1). Néanmoins, de nombreuses zones n'ont pas encore été totalement explorées, ce qui laisse présager un chiffre prochainement à la hausse, qui pourrait fleurir avec la richesse spécifique enregistrée sur la Grande Barrière australienne.

Depuis quatre ans, six campagnes scientifiques d'inventaires coralliens ont permis d'augmenter considérablement le nombre d'espèces de coraux scléractiniaires recensées en Nouvelle-Calédonie. Ces expéditions scientifiques ont mobilisé de lourds moyens techniques et humains afin de prospecter de larges zones sur de multiples niveaux bathymétriques (de la surface jusqu'à plus de 60 m de profondeur). Ces prospections ont également fait l'objet de nombreux prélèvements afin de pouvoir déterminer avec exactitude les espèces. A ce jour, la collection de référence de coraux de Nouvelle-Calédonie entreposée à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) de Nouméa contient 2 830 échantillons classés et identifiés.

Campagnes précédentes d'inventaires des scléractiniaires en Nouvelle-Calédonie

- **Mission scientifique CRISP menée par le WWF en 2006 dans la zone du Diahot : 216 espèces recensées, 238 échantillons** – Plongeurs: M. Pichon et G. Lasne.
- **Campagne scientifique CORALCAL1 menée par l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) en 2007 sur N/O ALIS dans la zone de la Côte Oubliée : 251 espèces recensées, 415 échantillons** – Plongeurs: F. Benzoni et G. Lasne.
- **Mission scientifique CORALCAP menée par l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) en 2007 dans la zone du Cap Goulevain : 204 espèces recensées** – Plongeurs: F. Benzoni et G. Lasne.
- **Campagne scientifique CORALCAL2 menée par l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) en 2008 sur N/O ALIS dans la zone des Chesterfield et Bellona : 224 espèces recensées, 302 échantillons** – Plongeur: G. Lasne.
- **Campagne scientifique CORALCAL3 menée par l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) en 2009 sur N/O ALIS dans la zone du Grand Lagon Nord : 277 espèces recensées, 329 échantillons** – Plongeur: G. Lasne.
- **Campagne Conservation International (avec l'appui du PROE dans le cadre du CRISP) dans la zone du Lagon Nord-Ouest: 322 espèces recensées** - Plongeur: D. Fenner. NB: aucun échantillon n'a été reçu en collection de référence à l'IRD de Nouméa et les espèces étaient inventoriées principalement *in situ*.

Les précédentes études aux Chesterfield

Elles se limitent aux :

► **Campagne de l'AIMS** (Australian Institute of Marine Science), à bord du bateau R/V LADY BASTEN qui fit escale trois jours dans le Sud des îles Chesterfield; les récoltes qu'il fit donnèrent lieu à la description d'une nouvelle espèce de scléractinaire *Acropora chesterfieldensis* (Verron et Wallace 1984) (données de la campagne non communiquées).

► **Quelques récoltes de faune marine faites par le N/O VAUBAN** (Barro 1919).

► **Campagne CORAIL2** sur le plateau des Chesterfield à bord du N/O CORIOLIS et du N/O ALIS entre le 18 juillet et le 6 août 1988 (Richer de Forges B. and Pichon 1990). Les études réalisées visaient à augmenter les connaissances écologiques et faunistiques au travers de campagnes destinées à obtenir des aires de références bien échantillonnées en différents points de la plaque indo-australienne (les atolls Chesterfield, le plateau du Queensland, les îles Fidji, les îles de Tonga, les îles Wallis et Futuna et leurs monts sous-marins).

► **Programme Lagon**. Mis en œuvre par Jacques Clavier, il avait pour thèmes la connaissance et la mise en valeur du lagon de Nouvelle-Calédonie et des Chesterfield par l'étude de la sédimentologie, le macrobenthos et ichthyofaune. Des échantillons de sédiments ont été prélevés dans les lagons de la Grande Terre et des Chesterfield afin d'en déterminer la granulométrie et la composition bioclastique. L'échantillonnage du macrobenthos réalisé dans le lagon des Chesterfield a permis de quantifier les principales unités de peuplement et de préciser leurs structures trophiques. Les poissons de récifs ont été échantillonnés par comptages visuels en plongée et empoisonnements à la roténone sur une grande variété de biotopes et dans plusieurs zones.

► **Thèse (Degaugue-Michalski 1993)**. Ce travail a donné lieu à des études menées de façon éparse sur la croissance des récifs des Chesterfield sur les derniers 10 000 ans.

► **Campagne Coralcal2 autour des Chesterfield et Bellona** qui s'est déroulée du 29 juin au 25 juillet 2008 à bord du navire N/O ALIS; la zone géographique de prospection comprenait l'atoll de Bellona et les barrières de l'Est et du Sud-Ouest, les récifs Bampton et les récifs Skeleton de l'atoll des Chesterfield. Elle a permis d'étudier 39 stations, de prélever 302 échantillons et d'inventorier 224 espèces de scléractiniaires (Lasne, données non publiées). Cette campagne avait pour objectif principal l'inventaire des algues et des coraux scléractiniaires.

1. Matériel et méthodes

L'inventaire des coraux scléractiniaires a été réalisé lors de plongées en scaphandre autonome d'une durée de 60 à 80 minutes sur un total de 20 stations réparties dans le Sud de l'atoll des Chesterfield (Fig. 2-1). Au total,

l'effort d'échantillonnage représente une moyenne de 2 à 4 sites d'étude par jour de campagne (7 jours de travail effectif).

Les stations ont été choisies dans le but d'étudier le maximum de biotopes en fonction des disparités environnementales de la zone de prospection : 1) pente externe ; 2) platier récifal extérieur d'îlot ; 3) platier récifal interne d'îlot ; 4) récif de bord de passe ; 5) pente interne sédimentaire avec petits massifs coralliens dispersés à faible profondeur (3-10 m) ; 6) pente interne sédimentaire avec petits massifs coralliens dispersés à profondeur médiane (15-20 m) ; 7) pente interne sédimentaire de lagon ; 8) grands massifs coralliens de lagon. Les zones telles que les herbiers et les mangroves ne sont pas présentes dans les écosystèmes des Chesterfield.

Pour l'ensemble des stations, l'inventaire corallien a été réalisé dans un périmètre où se déroulaient également les études du recouvrement benthique, des invertébrés et de l'ichthyofaune. La majeure partie de la plongée consistait à se déplacer en zigzag le long du récif. La remontée se faisait le long de la pente, les informations concernant la profondeur et la géomorphologie étaient également relevées afin de renseigner les prélèvements et décrire les stations.

Les données sur les espèces de coraux scléractiniaires et leur abondance ont été notées sur une ardoise submersible servant de support à du papier sous-marin. L'abondance était évaluée de la manière suivante "1" pour "rare", "2" pour "non commun", "3" pour "commun", "4" pour "abondant" et "5" pour "dominant".

Les espèces de coraux scléractiniaires ont été pour la plupart inventoriées et annotées *in situ*, depuis les zones de profondeur maximale des plongées jusqu'au niveau du platier. Lorsque l'identification ne pouvait se faire sous l'eau, une ou plusieurs photographies étaient prises; parfois un petit échantillon était prélevé pour une observation à la loupe binoculaire ou des analyses génétiques complémentaires au laboratoire.

L'échantillonnage au cours de la mission CHESTER2010 a concerné les espèces non identifiables sous l'eau qui sont les plus représentatives ou caractéristiques des différentes zones, des colonies pouvant présenter une morphologie inhabituelle ou les espèces absentes ou rares dans la collection de référence des coraux de Nouvelle-Calédonie.

Lorsqu'un spécimen a été prélevé, un échantillon de tissu du polype a été réalisé afin de faire des analyses ADN complémentaires à l'étude morphologique. Le spécimen a été ensuite blanchi à l'eau de Javel, rincé à l'eau claire, séché et transporté au laboratoire pour identification. NB: le blanchissement de l'exosquelette est indispensable pour l'étude morphologique nécessaire à l'identification taxonomique ainsi que pour conserver les spécimens en collection.

L'analyse des coraux a été menée en deux volets : 1) le

volet "taxonomique" qui s'est attaché à faire un inventaire des coraux scléractiniaires au niveau spécifique ; 2) le volet "diversité" qui a pris en compte l'ensemble des taxa (espèces déterminées et non déterminées, mais différentes entre elles et constituant un taxon à part).

Comme mentionné précédemment, tous les genres sont identifiables dans le milieu naturel; cependant les genres *Acropora*, *Montipora*, *Porites*, *Alveopora* et *Goniopora* sont à l'origine de nombreuses erreurs s'ils sont identifiés au rang spécifique *in situ*. Durant cette mission, il n'était pas concevable, d'un point de vue logistique, de faire des récoltes systématiques sur ces genres pour chaque station; c'est pourquoi l'inventaire de ces derniers n'est pas exhaustif. Si notre expertise n'est pas en mesure de déterminer toutes les espèces *in situ*, elle est en revanche suffisante pour les différencier.

Ainsi, pour le volet "taxonomique", nous n'avons conservé dans les chiffres que les taxa déterminés au niveau de l'espèce. En revanche, pour le volet "diversité corallienne", nous avons jugé opportun de conserver le nombre total de taxa (y compris les coraux déterminés seulement au niveau du genre mais d'une espèce indéniablement différente des autres espèces du même genre). Ce choix s'imposait afin que l'analyse sur la diversité ne soit pas pénalisée par les limites de l'identification des taxa au niveau spécifique, et reste cohérente avec la réalité.

Si l'espèce n'a pas été prélevée, et que son identification reste incertaine d'après la photographie, elle a été répertoriée comme « sp. » (sans identification spécifique); la mention « spp. » signifie que plusieurs espèces sont présentes au niveau du genre mais qu'elles n'ont pas pu être identifiées au niveau de l'espèce).

En plus des identifications visuelles *in situ*, 1857 photographies sous-marines ont été prises et analysées, de même qu'une centaine de prélèvements pour observation microscopique, afin de parfaire l'identification. Celle-ci s'est appuyée sur divers guides de terrain et rapports (Wallace 1999; Veron 1995, 2000; Pichon 2006; Lasne 2007). Enfin, ce travail d'inventaire et de récolte a été validé par un spécialiste en taxonomie (M. Pichon) au retour de mission.

2. Résultats

Les 20 stations prospectées ont pu être classées en 8 types d'habitats qui diffèrent par les conditions environnementales, la géomorphologie et l'assemblage des communautés coralliennes. NB: Le chapitre suivant donne un aperçu de ces divers habitats.

2.1 Principaux chiffres

Durant cette mission, 219 taxa de scléractiniaires ont été dénombrés, dont 171 ont été identifiés au niveau spécifique (NB: 4 espèces de *Millepora* qui sont des coraux

non scléractiniaires, ont aussi été identifiées).

Ces espèces sont réunies en 15 familles et 60 genres de scléractiniaires (Tableaux 2-1-1 et 2-1-2).

- Le nombre d'espèces de coraux scléractiniaires répertorié par station varie beaucoup, entre 19 et 127 espèces, selon les différents habitats récifaux (Tableau 2-1-3).
- La diversité corallienne *maximale* a été observée à la station N°18 avec 127 espèces de coraux scléractiniaires (pente externe, du plateau jusqu'à 64 m de profondeur, en face de l'île longue).
- La diversité corallienne *minimale* a été observée à la station N° 9 avec 19 espèces de coraux scléractiniaires (pente sédimentaire de lagon sans massif corallien, à 9 m de profondeur).
- Parmi ces 171 espèces de coraux scléractiniaires identifiées, 24 espèces ont été nouvellement rajoutées à l'inventaire précédent des atolls

Chesterfield (Tableau 2-1-4).

- Parmi la centaine d'échantillons prélevés, 38 spécimens ont été intégrés dans la collection de référence des coraux de Nouvelle-Calédonie de l'IRD. Toutes les informations relatives à la localisation (point GPS, profondeur...) et à la description des sites ont été répertoriées dans la base de données corallienne LAGPLON-IRD (Annexe 2-2-2).

2.2 Composition générale de la faune

- Les 6 familles de coraux scléractiniaires qui présentent la plus grande diversité spécifique pour l'ensemble des stations des Chesterfield sont : Acroporidae, Faviidae, Fungiidae, Agaraciidae, Mussidae et Poritidae (Tableau 2-1-1).
- Les 8 genres de scléractiniaires qui présentent la plus grande diversité spécifique sont : *Acropora*, *Montipora*, *Favia*, *Fungia*, *Favites*, *Turbinaria*, *Leptoseris* et *Porites* (Tableau 2-1-2).

Tableau 2-1-1. Nombre d'espèces par famille de coraux scléractiniaires présenté par ordre décroissant.

Table 2-1-1. Number of species per scleractinian family (descending number).

FAMILLES / FAMILIES	ESPECES DETERMINEES / DETERMINED SPECIES	TAXA NON DETERMINES / UNDETERMINED TAXA	NOMBRE DE TAXA / NUMBER OF TAXA
Faviidae	44	9	53
Acroporidae	32	21	53
Fungiidae	14	8	22
Agaraciidae	14	0	14
Mussidae	11	2	13
Poritidae	7	6	13
Dendrophyllidae	8	1	9
Pectiniidae	8	1	9
Caryophyllidae	7	0	7
Merulinidae	7	0	7
Pocilloporidae	7	0	7
Siderastreidae	6	0	6
Oculinidae	3	0	3
Astrocoeniidae	2	0	2
Trachyphylliidae	1	0	1
TOTAL	171	48	219

Tableau 2-1-2. Nombre d'espèces par genres présentés par ordre décroissant. Pour éviter toute fausse identification, certaines espèces sont mentionnées en 48 spp. (*Acropora* : 12 spp. et n'inclut pas le genre *Isopora* ; *Montipora* : 9 spp. ; *Fungia* : 7 spp. ; *Favia* : 3 spp. ; *Favites* : 3 spp. ; *Porites* : 3 spp. ; *Goniopora* : 2 spp. ; *Alveopora* : 1 sp. ; *Cyphastrea* : 1 sp. ; *Leptastrea* : 1 sp. ; *Montastrea* : 1 sp. ; *Cycloseris* : 1 sp. ; *Acanthastrea* : 1 sp. ; *Symphyllia* : 1 sp.).

Table 2-1-2. Number of species per genus presented in a descending order. To avoid identification errors for some genera, some species were only recorded as « spp ». (*Acropora*: 12 spp., does not include the genus *Isopora*; *Montipora* : 9 spp. ; *Fungia* : 7 spp. ; *Favia*: 3 spp.; *Favites* : 3 spp. ; *Porites* : 3 spp. ; *Goniopora* : 2 spp. ; *Alveopora* : 1 sp. ; *Cyphastrea* : 1 sp. ; *Leptastrea* : 1 sp. ; *Montastrea* : 1 sp. ; *Cycloseris* : 1 sp. ; *Acanthastrea* : 1 sp. ; *Symphyllia* : 1 sp.).

N°	GENRE/ GENUS	NB TAXA	NB ESPÈCES/ NBR SPECIES	N°	GENRE/ GENUS	NB TAXA	NB ESPÈCES/ NBR SPECIES
1	<i>Acropora</i>	28	16	31	<i>Herpolitha</i>	2	2
2	<i>Montipora</i>	17	8	32	<i>Merulina</i>	2	2
3	<i>Favia</i>	14	11	33	<i>Oulophyllia</i>	2	2
4	<i>Fungia</i>	14	7	34	<i>Oxypora</i>	2	2
5	<i>Favites</i>	9	6	35	<i>Scolymnia</i>	2	2
6	<i>Turbinaria</i>	8	8	36	<i>Seriatopora</i>	2	2
7	<i>Leptoseris</i>	7	7	37	<i>Stylocoeniella</i>	2	2
8	<i>Porites</i>	7	4	38	<i>Acrhelia</i>	1	1
9	<i>Astreopora</i>	5	5	39	<i>Barabattoia</i>	1	1
10	<i>Cyphastrea</i>	5	4	40	<i>Catalaphyllia</i>	1	1
11	<i>Echinophyllia</i>	5	4	41	<i>Caulastrea</i>	1	1
12	<i>Goniastrea</i>	5	5	42	<i>Coeloseris</i>	1	1
13	<i>Symphyllia</i>	5	4	43	<i>Cynarina</i>	1	1
14	<i>Euphyllia</i>	4	4	44	<i>Diploastrea</i>	1	1
15	<i>Hydnophora</i>	4	4	45	<i>Gardineroseris</i>	1	1
16	<i>Montastrea</i>	4	3	46	<i>Halomitra</i>	1	1
17	<i>Pavona</i>	4	4	47	<i>Leptoria</i>	1	1
18	<i>Pocillopora</i>	4	4	48	<i>Mycedium</i>	1	1
19	<i>Psammocora</i>	4	4	49	<i>Oulastrea</i>	1	1
20	<i>Alveopora</i>	3	2	50	<i>Pachyseris</i>	1	1
21	<i>Cycloseris</i>	3	2	51	<i>Pectinia</i>	1	1
22	<i>Goniopora</i>	3	1	52	<i>Physogyra</i>	1	1
23	<i>Isopora</i>	3	3	53	<i>Plerogyra</i>	1	1
24	<i>Leptastrea</i>	3	2	54	<i>Plesiastrea</i>	1	1
25	<i>Lobophyllia</i>	3	3	55	<i>Polyphyllia</i>	1	1
26	<i>Platygyra</i>	3	3	56	<i>Sandalolitha</i>	1	1
27	<i>Acanthastrea</i>	2	1	57	<i>Scapophyllia</i>	1	1
28	<i>Coscinaraea</i>	2	2	58	<i>Stylophora</i>	1	1
29	<i>Echinopora</i>	2	2	59	<i>Trachyphyllia</i>	1	1
30	<i>Galaxea</i>	2	2	60	<i>Tubastraea</i>	1	0

- Les genres dominants (par abondance du nombre de colonies) sont *Acropora*, *Montipora*, *Porites*, *Isopora*, *Pocillopora* et *Favia*;
- Les espèces de coraux scléractiniaires les plus fréquemment recensées sont : *Galaxea fascicularis*, *Pocillopora damicornis*, *Merulina ampliata*, *Stylophora pistillata*, *Seriatopora hystrix*, *Platygyra daedalea*, *Leptoria phrygia*, *Pachyseris speciosa* et *Pavona varians*.
- Les espèces de coraux scléractiniaires les moins recensées sont *Acropora chesterfieldensis*, *Acropora grandis*, *Isopora crassiformis*, *Cyphastrea japonica*, *Gardineroseris planulata*, *Leptoseris foliosa*, *L. gardineri*, *L. hawaiiensis*, *Pavona venosa*, *Catalaphyllia jardinei*, *Caulastrea furcata*, *Favites chinensis*, *Favites russeli*, *Goniastrea palauensis*, *Oulastrea crispata*, *Cycloseris erosa*, *C. cyclolithes*, *Fungia danai*, *Halomitra pileus*, *Merulina scabricula*, *Cynarina lacrymalis*, *Symphyllia agaricia*, *Symphyllia valenciennesii*, *Echinophyllia echinoporoides*, *Trachyphyllia geoffroyi*.
- Le genre *Isopora* est très abondant sur les récifs des Chesterfield; il a une morphologie robuste et une croissance relativement rapide. L'espèce *Isopora palifera* s'édifie sur les récifs à l'intérieur du lagon et particulièrement dans les zones sommitales des platiers externe et interne d'îlots. Les espèces *I. cuneata* et *I. crassiformis* se développent seulement dans les zones sommitales du platier récifal de la barrière externe (*I. crassiformis* n'a été observé que pour la station N°18);
- L'espèce *Acropora robusta* a également une morphologie robuste et forme de grands massifs branchus sur les pentes sédimentaires en prolongement des platiers internes dans les zones potentiellement balayées par la houle;
- Les genres composant la famille des Caryophyllidae (*Euphyllia*, *Plerogyra* et *Physogyra*) sont particulièrement bien développés sur les récifs coralliens lagonaires entourés de sable carbonaté. Ces espèces ont de longs polypes qui leur permettent de capter la lumière et de s'affranchir facilement de la sédimentation carbonatée qui peut obstruer d'autres types de polypes plus invaginés;
- Certaines espèces adaptées à l'apport terrigène n'ont pas été recensées pour les stations des atolls Chesterfield Sud : *Pavona decussata*, *Pectinia paeonia*, *Montastrea magnistellata*, *Polyphyllia novaehiberniae*, *Porites cylindrica*, *P. nigrescens*, *Heliofungia actiniformis*, *Palauastrea ramosa*, *Pocillopora woodjensis*, *Pavona cactus*, *Blastomussa merleti*, *Blastomussa wellsii*, *Astreopora macrostoma*, *Leptoseris tubulifera*, *Pachyseris rugosa*, *Pavona maldiviensis*, *Lithophyllum edwardzi*, *Porites rus*.

2.3 Résultats particuliers

Certains spécimens collectés à l'occasion de cette mission sont particulièrement intéressants :

- Deux spécimens d'*Acropora chesterfieldensis* (Stations N° 12 et 15) et un spécimen de *Goniastrea palauensis* (Station N°12) viennent compléter les espèces manquantes de la collection de référence.
- Deux espèces, *Turbinaria heronensis* et *Porites* cf. *heronensis*, se sont révélées particulièrement abondantes sur le platier externe de l'île Longue (Station N°16).
- Un spécimen de *Cynarina lacrymalis* a été prélevé à l'intérieur du lagon des Chesterfield à 15 m de profondeur dans des eaux plutôt claires alors que cette espèce est d'habitude recensée dans des eaux troubles du lagon ou sur la pente externe entre 30 et plus de 60 m de profondeur.
- Cinq échantillons n'ont pu être identifiés car la morphométrie de leur exosquelette s'avère très particulière (2 sp. *Montipora*, 1 sp. *Leptoseris*, 1 sp. *Porites*, 1 sp. *Fungia*). Une analyse visuelle complémentaire s'impose, sans doute complétée par des tests ADN pour conclure.

2.4 Biodiversité entre les sites des Chesterfield

La richesse spécifique maximale en coraux scléractiniaires a été recensée pour les récifs situés principalement sur la pente externe de la barrière récifale (Station N°18, 13 et 15 avec respectivement 127, 112 et 95 espèces), les récifs de bord de passe (Station N°12 : 100 espèces), les massifs coralliens à l'intérieur du lagon à des profondeurs de plus de 15 m (Station N°1, 5, 19 et 8 avec respectivement 108, 108, 104 et 95 espèces) puis les petits massifs coralliens de lagon à 17 m de profondeur (Station N°20 : 90 espèces). À noter que les stations sont quasiment classées selon l'importance de l'amplitude de profondeur de la prospection.

La distribution des communautés coralliennes est influencée par les agents dynamiques (exposition aux fortes houles, vent...) et la profondeur qui influence à la fois la diminution de l'agitation des eaux, les variations de température et la pénétration de la lumière dans l'eau. Ces résultats sont donc cohérents avec le principe général que l'effort de prospection verticale augmente la possibilité d'inventorier plusieurs assemblages faunistiques (Tableau 2-1-3 et Figure 2-1-2).

La richesse spécifique minimale en coraux scléractiniaires a été recensée pour les récifs localisés dans les zones internes peu profondes du lagon, sur les platiers interne et externe d'îlots (Station N°16, 7 : 41 et 40 espèces) et où le substrat est principalement composé de sable carbonaté (Station N° 9 et 17 avec respectivement

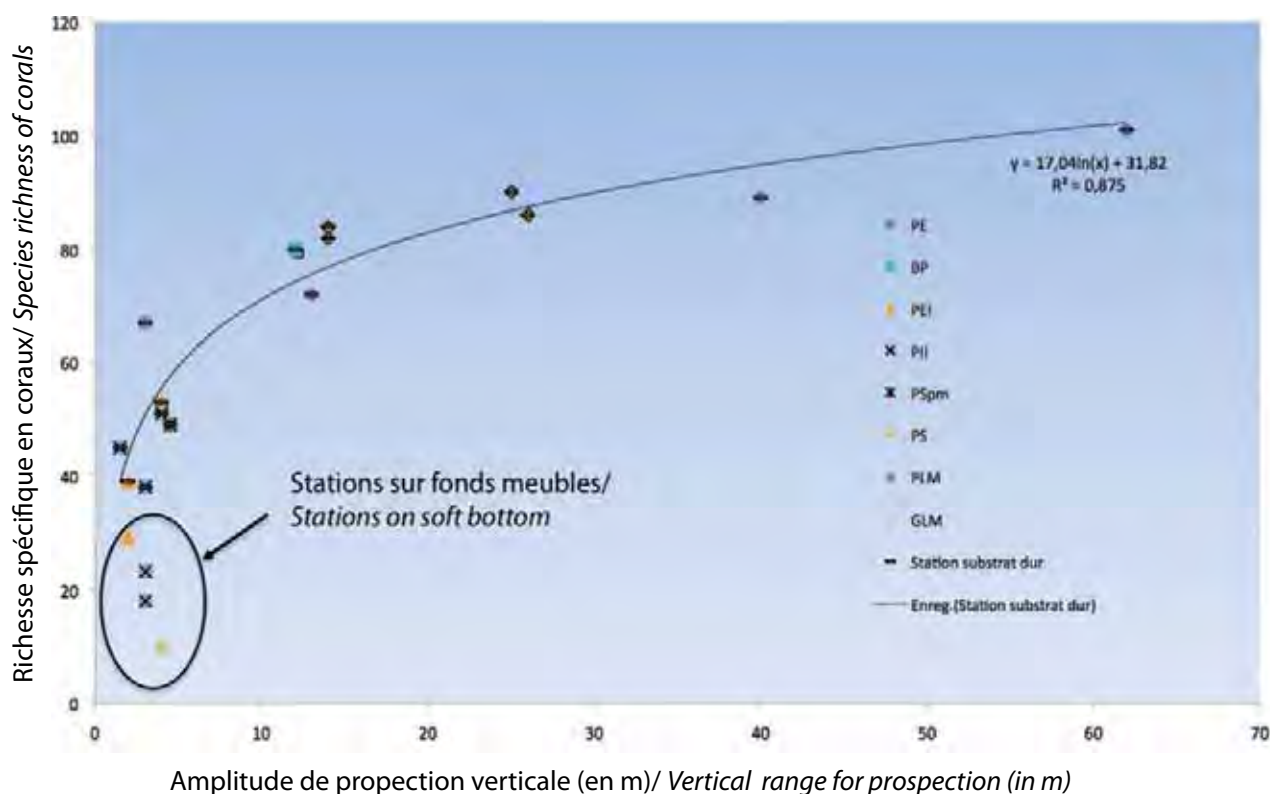
Tableau 2-1-3. Regroupement des différentes stations selon les principales classes de biotopes. PE : Pente externe ; BP : Bord de passe ; PEI : Platier récifal externe d'îlot ; PII : Platier récifal interne d'îlot ; PSpm : Pente sédimentaire avec petits massifs ; PS : Pente sédimentaire ; GML : Grand massif corallien lagon ; PML : Petits massifs coralliens de lagon.

Table 2-1-3. Grouping of the stations by habitats. OS: Outer slope ; CE: Channel edge ; ORF: Outer reef flat ; IRF: Inner reef flat ; ISSsc: Inner sedimentary slope featuring small scattered corals at shallow depths; ISS: Inner sedimentary slope ; LP: Lagoon pinnacles ; SRL: Small reefs in the lagoon.

BIOTOPE	N° STATION/ STATION No	NBRE TAXA/ NBER TAXA	NB ESPÈCES/ SPECIES NB	PROF. MIN./ MIN. DEPTH	PROF. MAX/ MAX DEPTH
PE/OS	St18	127	101	3	65 m
	St13	112	89	2	42 m
	St15	95	72	2	15 m
BP/CE	St12	100	80	2	14 m
PEI/ORF	St6	70	53	0	4 m
	St10	58	39	0	2 m
	St7	40	29	0	2 m
PII/IRF	St4	69	51	0	4 m
	St11	56	45	0	1.5 m
	St14	54	38	2	5 m
	St16	41	23	0	3 m
	St17	30	18	0	3 m
PSpm/ ISSsc	St2	65	49	3	7.5 m
PS/SRL	St9	19	10	5	9 m
PLM/SRL	St20	90	67	14	17 m
GML/LP	St1	108	90	3	28 m
	St5	108	86	1.5	27 m
	St19	104	84	12	26 m
	St8	95	82	2	16 m

Figure 2-1-2. Relation entre le nombre d'espèce inventoriée et l'amplitude de profondeur de prospection lors des inventaires coralliens de CHESTER2010

Figure 2-1-2. Link between the number of species recorded and the depth range of the survey in CHESTER2010 coral inventory.



19 et 30 espèces). Outre le fait que ces récifs soient à faible profondeur, la nature du substrat va influencer le recrutement des larves. Les coraux vivent généralement fixés sur un support solide et, par conséquent, la richesse spécifique et le recouvrement corallien des fonds construits sont bien plus élevés que ceux des fonds meubles.

3. Discussion

Durant cette mission, 219 taxa scléractiniaires ont été dénombrés et 171 ont été identifiés au niveau spécifique, dont 24 nouvelles espèces pour les Chesterfield (Tab. 2-1-4). Toutes ces espèces sont réunies en 60 genres scléractiniaires. Si l'on se base sur le nombre d'espèces de coraux scléractiniaires dénombrées à ce jour en Nouvelle-Calédonie, à savoir 401 espèces (Fig. 2-1-1), la diversité spécifique de cette zone des Chesterfield représente 42% de ce total.

Si les conditions environnementales permettent l'édification des scléractiniaires, la variabilité des biotopes dans une zone géographique (conjugaison des paramètres environnementaux) va faciliter l'adaptation des espèces coralliennes (recrutement) et augmenter les possibilités de diversité en espèces. Si cette conjugaison des paramètres environnementaux n'est pas optimale alors la diversité spécifique aura plus de chance d'être faible comme le suggère la situation des récifs de la corne Sud des Chesterfield.

En fonction des préférences de chaque espèce, une zone récifale, caractérisée par une valeur moyenne des paramètres environnementaux, notamment thermiques, sera peuplée d'une fraction seulement de la totalité des espèces de coraux scléractiniaires existant dans la région biogéographique considérée. Cette fraction de la faune totale vivant dans un biotope donné constitue l'assemblage faunistique (ou biocénose) caractérisant le biotope (Lasne 2009).

Dans ce contexte, le chiffre sus-mentionné de 42% est loin d'être négligeable étant donné : i) l'éloignement des Chesterfield du centre de diversité *maximale* situé dans les mers d'Asie du Sud-Est (Triangle de corail) ; ii) l'isolement de ces récifs (situés au centre de la Mer de Corail) par rapport aux deux régions de grande diversité les plus proches (Nouvelle-Calédonie et Australie) ; iii) la petite taille de la zone récifale concernée, incluant une amplitude thermique faible ; iv) un nombre d'habitats largement inférieur à celui des récifs australiens, de la Grande Terre ou du lagon néo-calédonien.

L'éloignement des récifs Chesterfield par rapport à la Grande Terre leur confère en effet un caractère océanique et l'absence d'influence terrigène implique une faible variété des habitats disponibles. En effet, l'apport terrigène est quasi nul aux Chesterfield où les sédiments sont principalement carbonatés (Chevillon 1988). Il n'y a pas de baie, ni de pente sédimentaire vaseuse

d'origine latéritique qui vont regrouper des assemblages particuliers d'espèces coralliennes. L'absence de surfaces terrestres (petites îles et îlots) combinées à une faible couverture végétale et à un apport pluviométrique limité en l'absence de reliefs montagneux (à même de retenir les nuages) conduit à un lavement des sols et un apport organique réduits. En revanche, cet apport est riche en phosphates, qui proviennent du Guano des oiseaux, et nuisent au bon état de santé des coraux en périphérie interne des îles et îlots (Cf chapitre suivant).

Concernant les températures, les variations thermiques sont probablement de faibles amplitudes dans la corne sud des Chesterfield (zone d'étude de CHESTER2010), comparés à celles enregistrées entre le Nord et Sud de la Grande Terre (différence de latitudes importante).

Néanmoins, ces effets limitants pour une richesse spécifique élevée sont sans doute compensés par une forte variété morpho-structurale des biotopes liée à un passé géologique particulièrement actif dans la zone des Chesterfield. Les formations coralliennes ont évolué sur deux alignements de volcans de type «points chauds» (Mellish Reef et chaîne de Lord Howe incluant les Chesterfield). Toutes les formations volcaniques d'arcs ou de points chauds constituent des substrats favorables à la fixation des larves de coraux dès qu'elles se trouvent à des profondeurs compatibles avec la vie des zooxanthelles. Par ailleurs, si l'amplitude thermique reste faible, la situation géographique et climatique de cette zone, comprise entre 10° et 30° S, n'en est pas moins très propice au développement des organismes constructeurs. Il est donc logique que la vie marine benthique ait développé une diversité aussi grande à cet endroit (Richer de Forges 1990).

Si le nombre d'espèces de coraux scléractiniaires inventorié aux Chesterfield (248 espèces toutes missions confondues) est moins important que celui des récifs coralliens autour de la Grande Terre et du lagon néocalédonien (401 espèces) et de la grande barrière de corail Australienne (450 espèces), c'est aussi lié à un effort d'échantillonnage bien moins conséquent (en termes de nombre de spécimens prélevés, nombre et profondeur de plongée, surface de prospection...).

En conclusion, et dans l'état actuel de nos connaissances, la corne sud des Chesterfield semblent héberger une diversité spécifique en coraux importante en regard de leur isolement et situation géographique. Il convient de gérer ce patrimoine naturel probablement important sur le plan écologique au sein de la Mer de Corail.

Bibliographie

- Andréfouët S. & Torres-Pullizza D. 2004. Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie, Ifremer Nouvelle-Calédonie, IRD, Nouméa, Avril 2004, 26p+22planches.
- Andréfouët, S., G. Cabioch, B. Flamand, et B. Pelletier. 2006. The diversity of New Caledonia coral reef

Tableau 2-1-4. Liste des 24 espèces nouvellement recensées aux Chesterfields.

Table 2-1-4. List of the 24 newly recorded species for the Chesterfields.

NB	FAMILLE/ FAMILY	GENRE/GENUS	ESPÈCE/SPECIES	AUTEUR(S)/AUTHOR(S)
1	Acroporidae	<i>Acropora</i>	<i>cytherea</i>	(Dana),1846
2	Acroporidae	<i>Acropora</i>	<i>clathrata</i>	(Brook),1891
3	Acroporidae	<i>Acropora</i>	<i>elseyi</i>	(Brook),1892
4	Acroporidae	<i>Acropora</i>	<i>loripes</i>	(Brook),1892
5	Acroporidae	<i>Acropora</i>	<i>millepora</i>	(Ehrenberg),1834
6	Acroporidae	<i>Acropora</i>	<i>nasuta</i>	(Dana),1846
7	Acroporidae	<i>Isopora</i>	<i>crassiformis</i>	Gardiner, 1898
8	Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>undata</i>	Bernard,1897
9	Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>verrucosa</i>	(Lamarck),1816
10	Agariciidae	<i>Pavona</i>	<i>venosa</i>	(Ehrenberg),1834
11	Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>frondens</i>	Wells, 1958
12	Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>radicalis</i>	Bernard,1896
13	Eusmiliidae	<i>Euphyllia</i>	<i>cristata</i>	Chevalier,1971
14	Faviidae	<i>Favia</i>	<i>pallida</i>	(Dana),1846
15	Faviidae	<i>Favites</i>	<i>flexuosa</i>	Dana,1846
16	Faviidae	<i>Goniastrea</i>	<i>palauensis</i>	(Yabe, Sugiyama & Eguchi),1936
17	Faviidae	<i>Goniastrea</i>	<i>pectinata</i>	(Ehrenberg),1834
18	Fungiidae	<i>Cycloseris</i>	<i>erosa</i>	(Doederlein, 1901)
19	Pectiniidae	<i>Pectinia</i>	<i>lactuca</i>	(Pallas),1766
20	Poritidae	<i>Goniopora</i>	<i>djiboutiensis</i>	Vaughan,1907
21	Poritidae	<i>Porites</i>	<i>heronensis</i>	Veron, 1985
22	Poritidae	<i>Porites</i>	<i>vaughani</i>	Crossland,1952
23	Psammocoridae	<i>Psammocora</i>	<i>digitata</i>	Benzoni, 2009
24	Psammocoridae	<i>Psammocora</i>	<i>profundacella</i>	Gardiner, 1898

geomorphology and genetic processes: a synthesis from optical remote sensing, coring and acoustic multi-beam observations. In: Payri, C.E. and B. Richer de Forges (eds.) Compendium of marine species from New Caledonia. Documents Scientifiques et Techniques II 7, Institut de Recherche pour le Développement, Nouméa. Pp. 31–47.

Benzoni F., Stefani F., Stolarski J., Pichon M., Galli P. (2007) Debating phylogenetic relationships of the scleractinian *Psammocora*: molecular and morphological evidences. *Contributions to Zoology*, 76: 33-52.

Benzoni F., 2008. Inventaire des coraux scléactiniaires de la côte Oubliée de la Nouvelle-Calédonie (campagne CoralCal2). Rapport confidentiel IRD, 12p.

Coudray J., 1976. Recherche sur le Néogène et le Quaternaire marin de la Nouvelle-Calédonie. Expédition Française

sur les Récifs de la Nouvelle-Calédonie. Fondation Singer Polignac, vol.8, 275p

Degaugue-Michalski FM (1993) Croissance et évolution d'édifices récifaux du Pacifique occidental (Nouvelle-Calédonie, Chesterfield) à l'Holocène et au Pléistocène. Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille I : 227 p.

Dijkstra HH, Richer de Forges B, Clavier J, Lefort Y (1990) Pectinidés des fonds meubles dans le lagon de Nouvelle- Calédonie et de Chesterfield 2ème partie. *Rossiniana* 46 : 3-10.

Dijkstra HH, Richer de Forges B, Clavier J, Lefort Y (1990) Pectinidés des fonds meubles dans le lagon de Nouvelle- Calédonie et de Chesterfield 3ème partie. *Rossiniana* 47 : 3-9.

- Faure G., Thomassin B., Vasseur P., 1981. Reef coral assemblages on the windward slopes in the Noumea Lagoon (New Caledonia). Proc. 4th int. Coral Reef Symp., Manila, 18-22 May 1981. 293-301.
- Fenner, D. 2001. Reef corals of the Toguean and Banggai Islands, Sulawesi, Indonesia in Allen, G.R. and S.A. McKenna (eds.). 2001. A Marine Rapid Assessment of the Toguean and Banggai Islands, Sulawesi, Indonesia. RAP Bulletin of Biological Assessment 20. Conservation International, Washington, DC.
- Fenner, D. 2002. Reef corals of the Raja Ampat Island, Papua Province, Indonesia : Part II. Comparison of individual Survey Sites in McKenna, S.A., G.R. Allen and S. Suryadi (eds.). 2002. A Marine Rapid Assessment of the Raja Ampat Islands, Papua Province, Indonesia. RAP Bulletin of Biological Assessment 22. Conservation International, Washington, DC.
- Fenner, D. 2003. Corals of Milne Bay Province, Papua New Guinea in Allen, G.R., J.P. Kinch, S.A. McKenna and P.Seeto (eds.). 2003. A Marine Rapid Assessment of Milne Bay Province, Papua New Guinea – Survey II (2000). RAP Bulletin of Biological Assessment 29. Conservation International, Washington, DC.
- Fenner, D. 2005. Corals of Hawai'i, A Field Guide to the Hard, Black et Soft Corals of Hawai'i and the Northwest Hawai'i an Islands, including Midway. Mutual Publishing, Honolulu, HI. 144 pp.
- Fukami H., Budd A., Paulay G., Solé-Cava A., Chen C.A., Iwao K., Knowlton N. (2004) Conventional taxonomy obscures deep divergence between Pacific and Atlantic corals. Nature, 427: 832-834
- Gabriel C., Cros A., Chevillon C., Downer A. 2005. Analyse Eco régionale marine de Nouvelle-Calédonie. Atelier d'identification des aires de conservation prioritaire. 112p
- Gabriel C., Garrigue C., Kulbicki M., Laboute P., Lebigre J.M., Lasne G., Payri C., Pichon M., Richer de Forges B., Spaggiari J., Renoux R.. Analyse Ecorégionale Marine de la Nouvelle-Calédonie, Dec 2008.

Détails microscopiques des calices de *Acropora chesterfieldiensis* (photo du haut, diamètre du calice faible) et *A. loripes* (bas, diamètre du calice plus important), permettant de différencier les deux espèces, très difficiles à distinguer *in situ* (cf planche 2-1 ci-après). En vue d'une comparaison sous la loupe binoculaire, les tissus vivants des coraux prélevés ont été préalablement retirés et le squelette calcaire a été blanchi à l'eau de javel (photo T. Vignaud).



Microscopic details of the calices of A. chesterfieldiensis (top photograph, small diameter) and A. loripes (bottom, larger diameter), allowing their distinction, very difficult in situ (see plate 2-1 hereafter). In order to compare them with binocular, live tissues of the collected corals have been removed and their skeleton was bleached (photo T. Vignaud)



- Glynn PW, Wellington GM, Riegl B, Olson DB, Borneman E, Wieters EA, 2007. Diversity and biogeography of the scleractinian coral fauna of Easter Island (Rapa Nui). *Pacific Science* 61: 67-90
- Godard. P., 1982 - Les Chesterfield Id : l'île la plus proche du Paradis. Editions d'Art Calédoniennes, Nouméa (ouvrage non paginé).
- Kulbicki M, Randall J E, Rivaton J (1994) Checklist of the fish from the Chesterfield islands. *Micronesica* 27 (1/2) : 1-43.
- Lasne G., 2007. Les coraux de Nouvelle-Calédonie: Synthèse bibliographique. Cellule de coordination CRISP, IRD, WWF, MNHN, EPHE. 95p
- Lasne G. 2010. Inventaire des coraux scléractiniaires du Grand Lagon Nord de la Nouvelle-Calédonie. Cellule de coordination CRISP, IRD., 120p
- Payri C. et al. 2009. Compte rendu de la campagne CORALCAL3 du N/O ALIS déroulée du 10 au 30 mars 2009 : Inventaires des algues marines benthiques, des coraux hermatypiques, des principaux invertébrés et des poissons et typologie des habitats dans le cadre de l'inscription au patrimoine mondial des récifs du lagon nord de Nouvelle-Calédonie.
- Payri C. et Richer de Forges B., 2006. Compendium of marine species from New Caledonia. Doc. Sci. Tech. I17 volume spécial, IRD.
- Pichon M. 2006. Scleractinia of New-Caledonia. in Payri C. et Richer de Forges B., (eds). Compendium of marine species from New Caledonia. Doc. Sci. Tech. I17 volume spécial, IRD : 148-155
- Pisier, G., 1919 - Les petites dépendances" de la Nouvelle-Calédonie. Notes d'Histoire Calédonienne, n°41 : 9-32.
- Richer de Forges B., Bargibant G., 1985. Le lagon nord de la Nouvelle Calédonie et les atolls de Huon et Surprise N° 37 ORSTOM. 23p.
- Richer de Forges, B. 1990. Les campagnes d'exploration de la faune bathyale dans la zone économique de la Nouvelle-Calédonie. In Crosnier, A. (ed.), Résultats des Campagnes MUSORSTOM, Vol. 6. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, Série A, Tome 145 : 9-54.
- Richer de Forges B, Moosa MK (1992) Distribution of stomatopods (crustacea) in the lagoons of New Caledonia and Chesterfield atoll. *Raffles Bulletin of Zoology* 40 : 149-162.
- Richer de Forges B., 1998. Thèse : La diversité du Benthos marin de Nouvelle-Calédonie : de l'espèce à la notion de patrimoine. Muséum national d'histoire naturelle. 326 p.
- Sigrid V. Hawkins, 2006. „Feeding Preference of the Cushion Star, *Culcita* Novaeguineae in Mo'orea" (December 1, 2006). Water Resources Center Archives. Biology and Geomorphology of Tropical Islands (ESPM 107/IB 158). Paper hawkins.
- Verin, J.E. and D. Fenner. 2000. Corals (Zooxanthellate Scleractinia) of the Calamianes Island, Palawan Province, Philippines in Werner, T.B. and G.R. Allen (eds.). 2000. A Marine Rapid Assessment of the Calamianes Islands, Palawan Province, Philippines. RAP Bulletin of Biological Assessment 17. Conservation International, Washington, DC
- Veron J.E.N., Pichon M., 1980. Scleractinia of Eastern Australia. Part 3. Families Agaricidae, Siderastreidae, Fungiidae, Oculinidae, Merulinidae, Mussidae, Pectinidae, Caryophyllidae, Dendrophylliidae. Mem. Austral. Inst. Marine Sci. 4. 422 pp.
- Veron J.E.N., Wallace C.C., 1984. Scleractinia of Eastern Australia. IV Family Acroporidae. Aust. Inst. Mar. Sci. Monogr. Ser. 6. 485p
- Veron J.E.N., 1986. Coral of Australia and the Indo-Pacific. Angus and Robertson Publishers. 644 p
- Veron J.E.N., 1995; Corals in space and time, the biogeography and evolution of the Scleractinia. UNSW Press, Sydney. 321p
- Wallace C., 1999. Staghorn Corals of the World. A revision of the Genus *Acropora*. (ed) CSIRO Publishing pp. 422p.
- Wallace, C.C. 1994. New species and a new species-group of the coral genus *Acropora* (Scleractinia: Astrocoeniina: Acroporidae) from Indo-Pacific locations. *Invert. Tax.* 8: 961-88.
- Wallace, C.C. 1997. New species of the coral genus *Acropora* and new records of recently described species from Indonesia. *Zool. J. Linn. Soc.* 120: 27-50.
- Wallace, C.C. et J. Wolstenholme. 1998. Revision of the coral genus *Acropora* in Indonesia. *Zool. J. Linn. Soc.* 123: 199-384.
- Wallace, C.C., C.A. Chen, H. Fukami, et P.R. Muir. 2007. Recognition of separate genera within *Acropora* based on new morphological, reproductive and genetic evidence from *Acropora togianensis*, and elevation of the subgenus *Isopora* Studer, 1878 to genus (Scleractinia: Astrocoeniidae; Acroporidae). *Coral Reefs* 26: 231-239.
- Wallace C.C. & Willis B.L. (1994) Systematics of the coral genus *Acropora*: implications of new biological findings for species concepts. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 25: 237-262
- Weil E. & Knowlton N. (1994) A multi-character analysis of the Caribbean coral *Montastrea annularis* (Ellis & Solander, 1786) and its two sibling species, *M. faveolata* (Ellis & Solander, 1786) and *M. franksi* (Gregory, 1895). *Bull. Mar. Sci.*, 55(1): 151-175
- Wijsman-Best M., 1972. Systematics and ecology of New Caledonia Faviidae (Coelenterata, Scleractinia). *Bijdr. Dierk.*, 42 (1) : 1-90.

Planche 2-1. Plaquettes photographiques des spécimens prélevés et intégrés dans la collection de référence des coraux de Nouvelle-Calédonie (Crédit photos : G. Lasne).



Acropora chesterfieldensis (Chester12)



Acropora chesterfieldensis (Chester18)



Acropora loripes (Chester12)



Acropora loripes (Chester12)



Acropora cf. florida (Chester1)



Acropora gr. Selago (Chester1)

Plate 2-1. Photographic plates of corals sampled and integrated to the reference collection
(Photo credit: G. Lasne).



Acropora clathrata (Chester5)



Acropora nasuta (Chester1)



Acropora elseyi (Chester15)



Acropora digitifera (Chester18)



Isopora cuneata (Chester18)



Montipora verrucosa (Chester8)



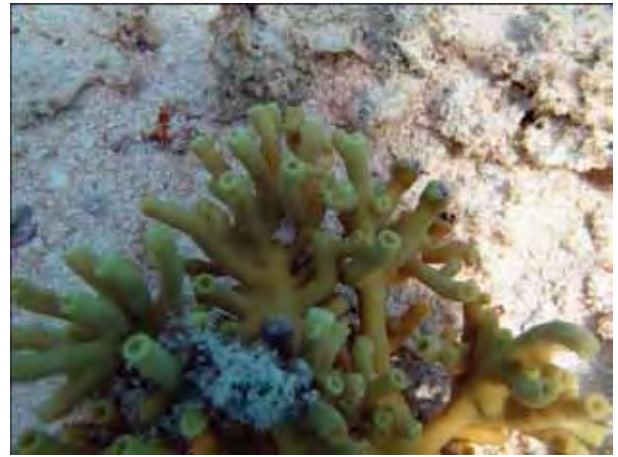
Montipora danae (Chester18–55 m)



Montipora cf. hispida (Chester20)



Turbinaria patula (Chester12)



Turbinaria heronensis (Chester16)



Leptoseris mycetoceroides (Chester1)



Leptoseris sp. (Chester18)



Leptoseris hawaiiensis (Chester19)



Pavona varians (Chester8)



Fungia sp. (juvenile, Chester4)



Sandalolitha robusta (Chester12)



Cynarina lacrymalis (Chester20)



Catalaphyllia jardinei (Chester20)



Plerogyra sinuosa (Chester8)



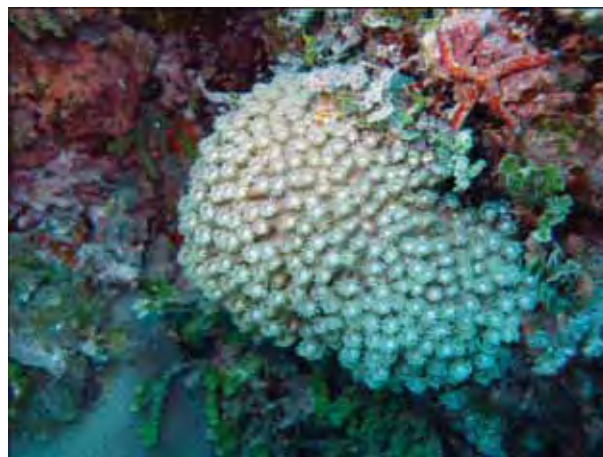
Euphyllia glabrescens (Chester5)



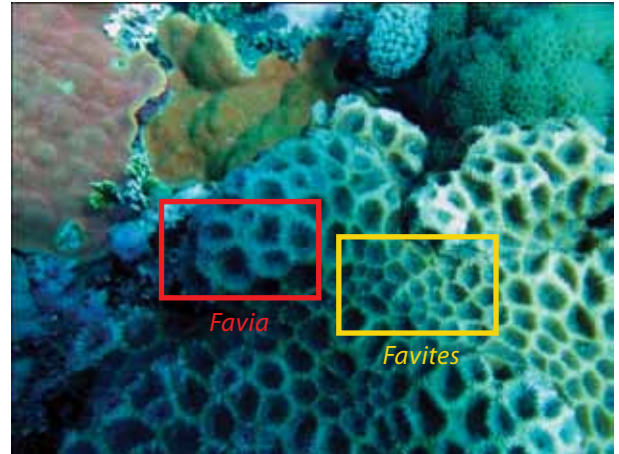
Porites cf. heronensis (Chester16)



Porites vauhani (Chester19)

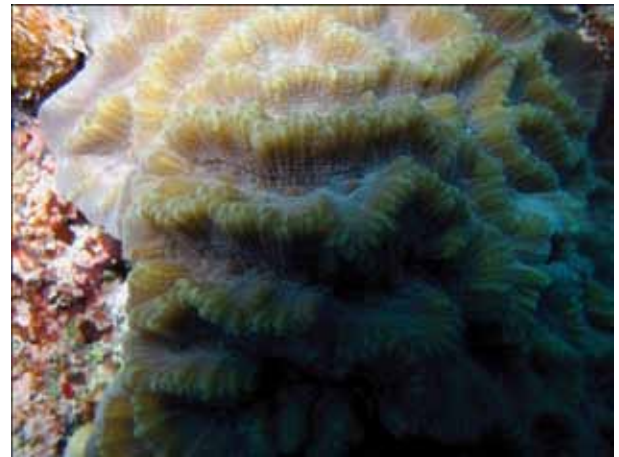


Goniopora djiboutiensis (Chester8)



Favia/Favites (Chester15)

La même colonie montre les caractéristiques taxonomiques des genres *Favia* et de *Favites*/ The same colony includes taxonomic features of both *Favia* and *Favites* genera



Oulastrea crispa (Chester5)



Goniastrea palauensis (Chester12)



Goniastrea australensis (Chester13)



Montastrea valenciennesi (Chester15)



Oxypora lacera (Chester13)



Oxypora glabra (Chester19)

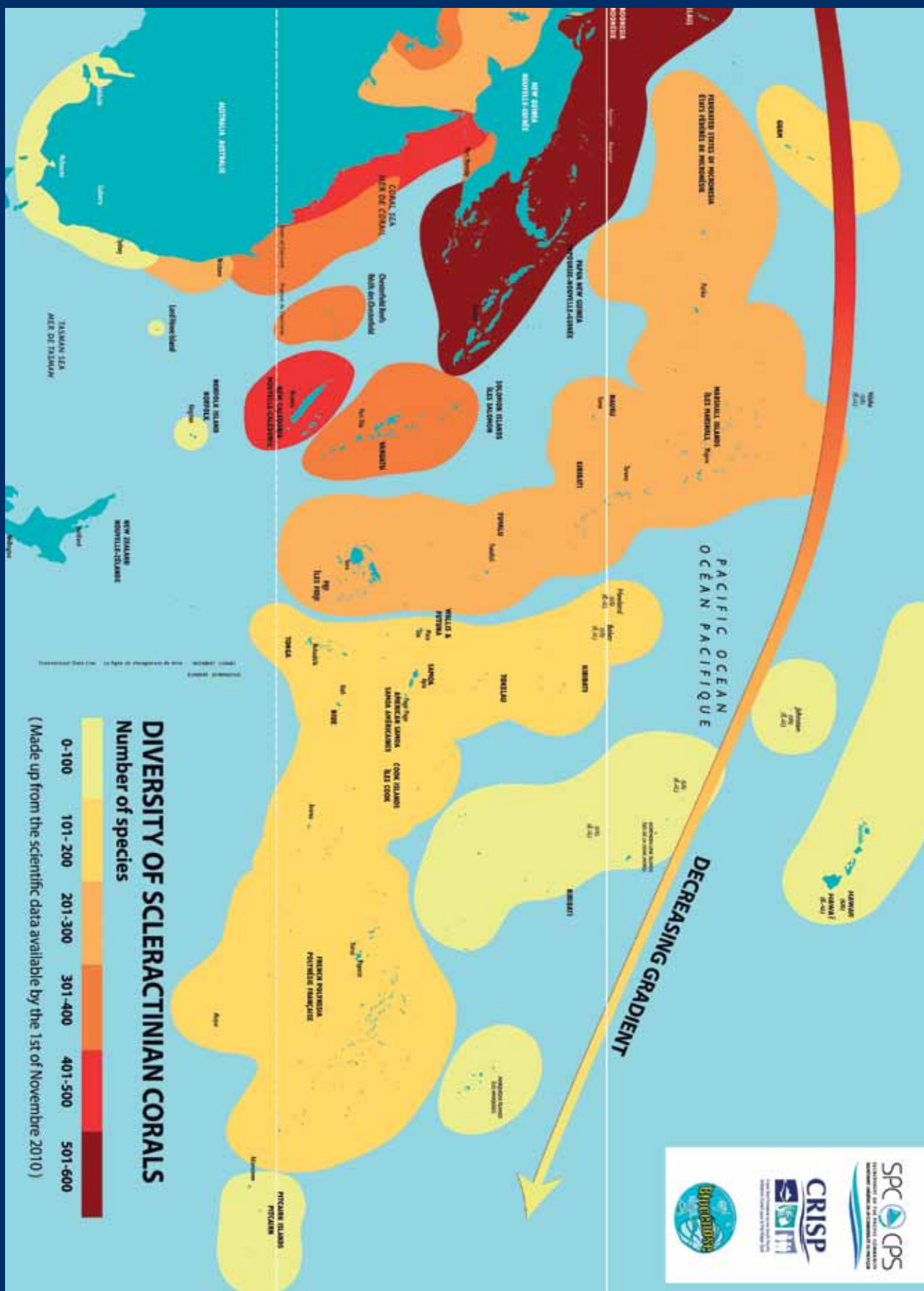


Figure 2-1-1. Updated gradient of scleractinian biodiversity in the Indo-Pacific region (Wells 1954, Veron 1990, 1999, Wallace 1999, Lovell 2005, Veron *et al.*, 2005, Pichon 2006, Glynn 2007, Lasne 2007, 2010 and inventories from scientific campaigns).

Identification of scleractinian corals

Introduction

Scleractinian corals pose several problems for their identification at the species level. Their taxonomy has been traditionally based on the morphology of the exoskeleton but now taxonomic revisions of coral species have been achieved through new approaches such as molecular systematics and morphometrics. These new methods have shown the inadequacy of using a single morphological tool (Weil and Knowlton, 1994; Wallace and Willis, 1994; Fukami, 2004; Benzoni, 2007, 2008).

Books containing images of coral species *in situ* have also been published (Veron 1995, Veron 2000, Wallace 1999, Fenner 2005). Therefore, a general proliferation of incorrect or approximate identifications has invaded the environmental monitoring reports and scientific papers because one needs experience and references to produce a coral inventory. In particular, the specific identification for the genera *Acropora*, *Montipora*, *Porites*, *Goniopora* and *Alveopora* are very often wrong because it requires a collection of specimen and microscope observations. Moreover, some taxa still await complex overhaul (Benzoni, 2008).

Many species of coral can however be identified on site or on pictures, especially if a picture can be compared to a reference collection which has *in vivo* pictures as well as the exoskeleton.

Another source of error is highlighted on the comparison of inventories made in reefs of different regions or in different sites within a same region. Indeed the number of scleractinian species inventoried on a site may vary depending on experience and credentials of observers, the methodology and sampling effort (dive time, number of dives, zoning and depth of the exploration, diversity of habitats, sampling or not...).

We took these constraints into account when writing this chapter on the study of corals scleractinian conducted as part of the mission CHESTER2010.

The case of New Caledonia

The common assumption made is that the Indo-Malay region is the cradle of species (Coral Triangle of

biodiversity). Species diversity is highest in the seas of Southeast Asia and gradually decreases as we are moving away from this region to the east through the islands of central and Eastern Pacific (Wells, 1954).

At a very large scale, this assumption is verified on a few relatively well-known zoological groups. The scleractinian corals are represented by approximately 600 species in Indonesia, 450 species on the Great Barrier Reef, 297 species in Vanuatu (Veron, 1990), 245 species in Fiji (Lovell, 2005), 130 species in French Polynesia and only six species in Easter Island (Glynn, 2007).

Coral inventories have been carried out in these geographical areas using a similar method to the Chesterfield RAP*. Scleractinian species richness is reduced as these inventories are geographically localized (small focal area), the sampling effort is low and only the upper bathymetric levels are surveyed: 305 species were recorded in the Philippines (Veron and Fenner 2000), 315 species in Sulawesi (Fenner 2001), 418 species in Milne Bay, Papua New Guinea (Fenner 2003) and 331 species in Raja Ampat (Fenner 2002).

*The RAP (Rapid Assessment Program) methodology consists in a species inventory on small geographical areas, medium bathymetric levels (0 – 30 m) and with a low sampling effort.

New Caledonia is close to the Coral Triangle of biodiversity and presents a high variety of suitable habitats for the development of reefs (tropical, diverse geomorphology and diverse exposures to ecological factors). To date, 401 scleractinian species have been identified.

The latest inventories of scleractinians in New Caledonia

They are mainly based on these surveys:

1. Ecoregional Analysis – Diahot mission (WWF CRISP): 216 species, 238 samples – Biodiversity of Coral Systems (Collectors: Lasne and Pichon).
2. CORALCAL1 IRD N/O ALIS – Côte Oubliée: 251 species, 415 samples (Collectors: Lasne and Benzoni).
3. CORALCAP IRD – Cape Goulevain: unpublished inventory, 197 samples (Collectors: Lasne and Benzoni).

4. CORALCAL2 IRD N/O ALIS – Chesterfield, Bellona: 224 species, 302 samples (Collector: Lasne).
5. CORALCAL3 IRD N/O ALIS – Grand Lagon North: 277 species, 329 samples (Collector: Lasne).
6. North Western lagoon Conservation International RAP: 322 scleractinian species (collector: D. Fenner). No samples were received in the reference collection at IRD Noumea and species were inventoried mainly *in situ*.

Previous scientific work in the Chesterfields

The Chesterfield atolls are isolated midway between the New Caledonia mainland (1000km) and Australia, and are therefore rarely visited. Moreover, the area is unsafe for navigation because there is no chart. The Chesterfields are dotted with massive coral pinnacles that can reach the surface from 60 meters down. Navigators have called the Chesterfields “the most remote reefs in the world” (Pisier 1979; Godard 1982).

Some reefs in this area have been explored but most of them remain unknown. The few scientific explorations to date include:

- AIMS (Australian Institute of Marine Science), Veron 1980. R/V LADY BASTEN stopped for 3 days in the south of the Chesterfield Islands and the coral sampling undertaken resulted in description of a new scleractinian specie *Acropora chesterfeldensis* (Verron and Wallace 1984).
- Some marine fauna sampling was done by R/V VAUBAN (Barro 1919). The fish samples were studied by Fourmanoir, 1982 and Fourmanoir and Rivaton, 1980.
- CORAIL2 took place on the shelf of the Chesterfield Islands (R/V CORIOLIS and R/V ALIS from July 18 to August 6, 1988 with B. Richer de Forges and C. Chevillon). Studies were conducted with the aim of increasing the research effort on ecology and fauna in reef areas, through sampling in various parts of the Indo-Australian plate (Chesterfield Islands, the Queensland shelf, Fiji, Tonga, Wallis and Futuna and their seamounts).
- PROGRAMME LAGON led by Jacques Clavier with the objective of enhancing the knowledge of the lagoon of New Caledonia and the Chesterfields (sediments, macro benthos and fish fauna). Sediment samples were collected in the lagoons of the mainland and the Chesterfield. Macro benthos sampling was carried out on in the Chesterfields lagoon and led to the identification of population structure at both quantitative and trophic levels. Reef fishes were sampled on a wide range of habitats using underwater visual counts and

poisoning with rotenone.

- **PhD thesis by Degaugue-Michalski** in 1993 on the growth of coral for the past 10,000 years in the Chesterfields.
- **CORALCAL2 in the Chesterfields and Bellona** was held from June 29 to July 25, 2008 on R/V ALIS (39 stations and 302 samples, 224 scleractinian species inventoried) (Lasne, unpublished data). The campaign's main objective was the inventory of algae and scleractinian corals in Bellona and the Chesterfields (including the reefs of the East and South-Western barriers, Bampton and Skeleton).

1. Material and Methods

The inventory of scleractinian corals was conducted by scuba diving for a period of 60 to 80 minutes for 20 stations spread over the southern part of the Chesterfields. The total sampling effort ranged between two to four sites surveyed daily and included five days for the roundtrip and seven days of actual work.

The stations were chosen in order to study the widest range of habitats: 1) outer slope, 2) outer reef flat, 3) inner reef flat, 4) channel edge reef, 5) inner sedimentary slope featuring small scattered corals at shallow depths (3-10m), 6) inner sedimentary slope featuring small scattered coral at medium depth (15-20m), 7) inner sedimentary slope; 8) lagoon pinnacles. Mangroves and sea grass habitats are not found in the Chesterfields.

For all stations, the coral inventory was performed around the benthic cover, invertebrate and fish census surveys stations. Most of the dives consisted of zigzagging along the reef.

The ascent was done along the slope, information on depth and geomorphology was recorded for the site descriptions.

Data on scleractinian species and their abundance were noted on a slate with underwater paper. The abundance scale was as follows “1” rare “2” uncommon, “3” common “4” abundant “5” dominant.

Scleractinian species were recorded and labeled during the diving for most reefs, from a maximum depth up to the shallows. When species could not be identified underwater, one or more photographs were taken as well as a small sample for further binocular observation of genetic analysis in the laboratory.

Sampling during the survey was undertaken for species that could not be identified underwater and that were common or characteristic in the reef surveyed. Also sampled were colonies featuring unusual morphology or those specimens that were absent/rare in the coral reference collection for New Caledonia.

When a coral was taken, some polyp tissue was sampled to make a DNA analysis to complement the morphological study. Then the coral was milled with bleach, rinsed with water, dried and returned to the laboratory for identification. NB: bleaching of the exoskeleton is essential for the morphological study required for the taxonomic identification as well as to preserve the corals in the collection.

The coral analysis was conducted in two parts: 1) The “taxonomy” focused on an inventory of scleractinian corals at the species level, 2) the “diversity” looked at all taxa (identified and non-identified species but different from each other and forming a separate taxon).

As mentioned previously, all genera can be identified underwater although *Acropora*, *Montipora*, *Porites*, *Goniopora* and *Alveopora* are a major source of errors, if identified underwater at the species level. During this mission, it was not feasible, from a logistical standpoint, to sample all those genera on each station; therefore their inventory is not exhaustive. If our expertise did not permit to identify all species in situ, it was however sufficient to differentiate them.

As a consequence, the “taxonomy” part only considered the taxa identified at the species level whereas the ‘diversity’ part covers for the total number of taxa (including corals identified only at the genus level but positively identified as different species within a same genus). This choice was necessary in order for the analysis to reflect the reality and not be biased by the taxon identification constraints at the species level.

If a species has not been sampled and if the identification remains unclear from the photograph, it was recorded as “sp.” (without species identification), the words “spp.” implies that many specimens are present at the genus level but have not been identified down to the species).

In order to finalize the identification, 1857 underwater photographs were taken and analyzed and a hundred samples were collected for microscopic observation in addition to the *in situ* visual identifications. The identification was based on various field guides and reports (Wallace 1999; Veron 1995, 2000, 2006 Pichon, Lasne 2007). As a final step, this inventory and sampling work has been validated by a taxonomy specialist (M. Pichon) after the mission.

2. Results

The 20 stations surveyed have been classified into eight habitat types according to their environmental conditions, geomorphology and coral community assemblages. NB: The next chapter gives an overview of those different habitats.

Main findings

During this mission, 219 taxa of scleractinians were

recorded, of which 171 were identified at the species level (NB: 4 species of non-scleractinian *Millepora* have also been identified).

These species are grouped into 15 families and 60 scleractinian genera (Tables 2-1-1 and 2-1-2).

- The number of scleractinian coral species listed per station varies widely, between 19 and 127 species, according to the different reef habitats (Table 2-1-3).
- The highest coral diversity was observed at station N°18 with 127 scleractinian coral species (outer slope, from the shelf down to 64 m, in front of Long Island).
- The lowest coral diversity was found at station N°19 with 19 scleractinian coral species (sedimentary slope in the lagoon without reefs at 9 m depth).
- Among these 171 scleractinian coral species identified, 24 new species were added to the previous inventory of the Chesterfield atolls.
- Among the hundred of samples, 38 specimens were added to the IRD reference collection of corals from New Caledonia. The location (GPS position, depth) and the description of the sites have been entered into the coral database LAGPLON-IRD (Annex 2-2-2).

General composition of the fauna

- The six scleractinian coral families accounting for the greatest species diversity for all stations in the Chesterfields are: *Acroporidae*, *Faviidae*, *Fungiidae*, *Agaraciidae*, *Mussidae* and *Poritidae*.
- The eight scleractinian coral genera accounting for the greatest species diversity for all stations are: *Acropora*, *Montipora*, *Favia*, *Fungia*, *Favites*, *Turbinaria*, *Leptoseris* and *Favia*.
- The dominant genera (in number of colonies) are *Acropora*, *Montipora*, *Porites*, *Isopora*, *Pocillopora* and *Favia*.
- Scleractinian coral species that were recorded the most are: *Galaxea fascicularis*, *Pocillopora damicornis*, *Merulina ampliata*, *Stylophora pistillata*, *Seriatopora hystrix*, *Platygyra daedalea*, *Leptoria phrygia*, *Pachyseris speciosa* and *Pavona varians*.
- Scleractinian species that were recorded the least are: *Acropora chesterfieldensis*, *Acropora grandis*, *Isopora crassiformis*, *Cyphastrea japonica*, *Gardineroseris planulata*, *Leptoseris foliosa*, *L. gardineri*, *L. hawaiiensis*, *Pavona venosa*, *Catalaphyllia jardinei*, *Caulastrea furcata*, *Favites chinensis*, *Favites russell*, *Goniastrea palauensis*, *Oulastrea crispata*, *Cycloseris erosa*, *C. cyclolithes*, *Fungia Danai*, *Halomitra pileus*, *Merulina scabricula*, *Cynarina lacrymalis*, *Symphyllia Agaricia*, *Symphyllia valenciennesii*, *Echinophyllia echinoporoides* and *Trachyphyllia geoffroyi*.
- The *Isopora* genus is very abundant on the

Chesterfield reefs. This genus has a robust morphology and a relatively rapid growth. The specie *Isopora palifera* grows in the lagoon and particularly in the shallow areas of inner and outer reef flats. *Isopora cuneata* and *I. crassiformis* grow only on the upper reef flats of the outer slope (*I. crassiformis* was only observed at station N°18)

- *Acropora robusta* also has a robust morphology and forms large masses of branching reefs on sedimentary slopes extending from inner reef flats exposed to the swell.
- The genera composing the Caryophyllidae family (*Euphyllia*, *Plerogyra* and *Physogyra*) are particularly well developed in lagoon reefs surrounded by carbonated sand. These species have long polyps allowing them to capture light and avoid carbonate sedimentation that usually clogs more inverted polyp types.
- Some species adapted to terrigenous inputs were not recorded for the stations of the southern Chesterfield atolls: *Pavona decussata*, *Pectinia Paeonia*, *Montastrea magnistellata*, *Polyphyllia novaehiberniae*, *Porites cylindrica*, *P. nigrescens*, *HelioFungia actiniformis*, *Palauastrea ramosa*, *woodjensis Pocillopora*, *Pavona cactus*, *Blastomussa Merlet*, *Blastomussa wells*, *Astreopora macrostoma*, *Leptoseris tubulifera*, *Pachyseris rugosa*, *Pavona maldiviensis*, *Lithophyllum edwardzi* and *Porites rus*.

Specific outcomes

Few specimens collected during this mission are of particular interest:

- Two *Acropora chesterfieldensis* (Stations N°12 and 15) and one *Goniastrea palauensis* specimens (Station N°12) supplement the missing species from the reference collection.
- Two species, *Turbinaria heronensis* and *Porites* cf. *heronensis* were particularly abundant on the outer reef of Long Island (Station N°6).
- A *Cynarina lacrymalis* specimen was collected inside the lagoon of the Chesterfields at 15 m deep, in a rather clear water, when it is usually recorded in murky waters of the lagoon or on the outer slope between 30 and 60 m deep.
- Five samples have not yet been identified as the morphometry of their exoskeleton is very special (2 sp. *Montipora*, 1 sp. *Leptoseris*, 1 sp. *Porites*, 1 sp. *Fungia*). An additional visual analysis is necessary and is likely to be supplemented by DNA testing to confirm.

Biodiversity between sites

- The highest scleractinian coral species richness was observed on outer reef slopes (Station N°18, 13 and 15 respectively with 131, 116 and 97 species), channel

edge reefs (Station N°12: 102 species), inner lagoon reefs at 15 m deep (Station N°5, 1, 19 and 8 respectively with 111, 110, 106 and 98 species) and inner lagoon small coral heads at 17m deep (Station N°20: 91 species). The species richness is closely linked with the dive depth range.

- Coral communities are distributed according to the dynamic agents (exposure to strong swells, wind, etc.) and depth that influences the reduction of water agitation, changes in temperature and light penetration in the water. These results are consistent with the general principle that the vertical exploration effort increases the possibility of recording several faunal assemblages (Table 2-1-3 and Figure 2-1-2).
- The lowest scleractinian coral species richness was observed on reefs located in the shallow areas of the inner lagoon, on the edge of the islets (Station N°16, 7: 41 and 40 species) as well as in habitats dominated by carbonated sand (Station N°9 and 17, respectively with 19 and 30 species). Besides the fact that these reefs are shallow, the nature of the substrate will influence the recruitment of larvae. Corals usually live attached to a solid support. Both richness and coral cover of consolidated substrate are much higher than those of soft bottoms.

3. Discussion

During this mission, 219 scleractinian taxa were recorded and 171 were identified at the species level, including 24 new species for the Chesterfields (Table 2-1-4). All these species are spread over 60 scleractinian genera. If we consider the overall number of 401 species of scleractinian corals recorded to date in New Caledonia (Fig. 2-1-1), species diversity in this area of the Chesterfields accounts for 42% of this total.

This figure is quite high considering: i) the distance of the Chesterfields from the center of maximum diversity located in the seas of Southeast Asia (Coral Triangle), ii) the isolation of these reefs (located in the middle of the Coral Sea) from two closest areas of high diversity (New Caledonia and Australia), iii) the small size of the reef zone, including a low temperature range, iv) a diversity of habitats far below the one of Australian reefs, the mainland or lagoon of New Caledonia.

If environmental conditions enable the construction of scleractinians, the variability of habitats within a geographic area (combination of environmental parameters) will facilitate the adaptation of coral species (recruitment) and increase the likelihood of species diversity. If this combination of environmental parameters is not optimal, the species diversity is more likely to be weak as suggested by the situation of the reefs in the southern horn of the Chesterfields.

The distance of the Chesterfield reefs from the mainland gives them an oceanic feature and the lack of terrigenous influence results in a small variety of habitats available. Indeed, the terrigenous input is virtually nil in the Chesterfields where sediments are predominantly carbonated (Chevillon 1988). There is no bay, nor muddy sedimentary slope generated by laterite soils that would support specific coral species assemblages. The lack of land surfaces (small islands and islets) combined with low vegetation cover and limited rainfall in the absence of mountains (able to retain the clouds) lead to a leaching poor in soil but rich in phosphate coming from the bird's Guano. This chemical input results a disruptive phenomenon to the good health of coral in the inner periphery of islands and islets (See the next chapter 2-2).

Regarding temperatures, variations are probably low within the Southern horn of the Chesterfields (CHESTER2010 study area), compared to those between the north and south of the mainland (difference in latitude).

According to the preferences of each species, a reef area, characterized by a mean value of the environmental parameters, including the temperature, will be populated by only a fraction of all existing species of scleractinian corals in the biogeographical region concerned. This fraction of total fauna living in a given habitat is the faunal assemblage or biota (Lasne 2009).

These negative effects for high species richness are probably compensated by a high morpho-structural variety of habitats due to an active geological past in the area of the Chesterfields. The coral formations have evolved along two rows of « hot spot » type volcanoes (Mellish Reef and Lord Howe chain including the Chesterfields). All volcanic arcs or hot spots are substrates favorable to the establishment of coral larvae as they are found at depths consistent with the life of the zooxanthellae. Moreover, despite a small temperature range, this area, through its location (between 10° and 30° S) and climate, is nonetheless very suitable for the development of building organisms and it seems rational to see such a great marine benthic diversity there (Richer de Forges 1990).

If the number of scleractinian coral species recorded in Chesterfield (248 species across all missions) is lower than that of coral reefs around the mainland and lagoon of New Caledonia (401 species) and the Australian Great Barrier Reef (450 species), it is also related to a lower sampling effort (in terms of number of specimens, number and depth of dives, study area ...).

Under our current knowledge, we can conclude that the Chesterfields seem to host a specific diversity of scleractinian corals that can be considered very valuable based on its isolation and geographical location. As a consequence, management measures should be taken to protect this natural heritage of the Coral Sea.



Figure 2-1-3. Vue de détail d'un polype déployé à la surface d'un corail mou (*Sarcophyton* sp.)

Figure 2-1-3. Detailed view of a deployed polyp on the surface of a soft coral (*Sarcophyton* sp.)



Figure 2-2-1. Légende des schémas géomorphologiques (cf. pages qui suivent) décrivant les différents types d'habitats coralliens étudiés (© G. Lasne)

Figure 2-2-1. Caption of the geomorphological schemes (see following pages) describing the different types of studied coral habitats (© G. Lasne)

Introduction

Bien que la biodiversité marine des Chesterfield ait été étudiée de manière sporadique au travers de diverses missions scientifiques et que sa biodiversité ait été décrite principalement en 1988, 1994 et 2008 (Richer de Forges et al. 1988, Kulbicki et al. 1994, Lasne, comm. Pers.), il n'y a aucune information disponible sur l'état des communautés (santé, abondance et distribution). Contrairement à l'île principale de Nouvelle-Calédonie, l'archipel Chesterfield est inhabité et donc exempt des menaces classiquement retrouvées sur l'île principale, telles que la déforestation, l'exploitation minière et le développement côtier (McKenna et al. 2009). La seule menace d'origine humaine serait la pêche illégale de bateaux étrangers et la surpêche des bateaux locaux, mais aucun suivi de ces activités n'a été effectué à ce jour. Les récifs Chesterfield sont potentiellement exposés à des menaces naturelles telles que les infestations d'étoiles de mer épineuses (*acanthaster*), le blanchissement ou les cyclones, mais ils n'ont pas été répertoriés.

Ce rapport présente un point de référence de l'état de santé de ces récifs des Chesterfield à travers la description de 20 sites. Ce point zéro permettra une description des communautés benthiques et de suivre l'évolution de leur condition dans les années à venir.

1. Matériel et Méthodes

Des données sur les substrats et les biotes du benthos ont été collectées sur chaque site d'étude. L'inventaire du benthos a été réalisé sur des transects selon la description d'English et al. (2000). En voici un résumé : un ruban de transect de 100 mètres a été placé le long du fond récifal aussi près possible des biotes/substrats. Deux transects de 100 mètres ont été positionnés à deux des trois niveaux de profondeur possibles selon la structure et la topographie du récif. Les trois niveaux de profondeur sont < 6 m (peu profond), 6–10 m (profondeur moyenne) ou ≥12 m (profond). Sur certains sites, il n'a pas été possible de placer des transects et d'y effectuer un inventaire à deux niveaux différents de profondeur, soit les conditions hydrodynamiques étaient trop importantes, soit la topographie du récif était limitée en profondeur. Dans ce cas, l'inventaire a été réalisé sur un seul niveau de profondeur.

Les biotes/substrats sont notés tous les 50 cm le long de segments de 20 m, soit 40 points d'échantillonnage.

Après l'inventaire du premier segment de 20 m, le plongeur saute une section de 5 m et procède à

l'inventaire sur un nouveau segment de 20 m. Ce protocole permet la réplication au sein de chaque transect de 100 m, au moyen de quatre segments de 20 m.

Ce type de substrat/biote est caractérisé ainsi : corail dur (hc), corail mou (sc), corail mort (dc) éponge (sp), macro-algues (ma), algues calcaires (ca), algues gazonnantes (ta), débris coralliens (rb), autres, boue/vase et substrat dénudé (bs). La catégorie «algues gazonnantes» comprend les algues filamenteuses et gazonnantes ainsi que les cyanobactéries vivant au fond de la mer. La catégorie « autres » comprend les invertébrés tels que tuniciers, étoiles de mer, holothuries, etc. Toute trace visible de dégâts, de menaces et de perturbations est notée. Comme les sites étudiés ne sont globalement pas affectés par les activités humaines hormis la pêche, la recherche de dommages s'est focalisée sur les traces de cyclones, prédation, le blanchissement ou les maladies coralliennes plus que sur les traces d'activités de pêche ou de plaisance. Les dégradations occasionnées par les prédateurs du corail *Acanthaster planci* et *Drupella cornus* sont mis en évidence par la présence et l'abondance des prédateurs eux-mêmes ou par les traces qu'ils ont laissées sur le corail. La faune marine emblématique et les espèces marines inscrites sur la Liste rouge, notamment les requins, les raies manta, les bénitiers, les tortues, les dugongs etc. ont été répertoriés. La notion de blanchissement renvoie à la décoloration du tissu corallien – plus le tissu corallien est décoloré, plus le blanchissement est sévère. Le nombre de colonies montrant des signes de blanchissement et le niveau de décoloration du tissu est noté.

Des pathogènes ou des maladies du corail ont pu également être observées sur des coraux mous ou durs. Certaines maladies sont identifiées par une bande distincte ou une trace particulière de décoloration de la surface des coraux. Ainsi, la maladie de la bande blanche, sur les coraux durs, est identifiée par une bande traversant la tête du corail et à travers laquelle le squelette est bien visible, le tissu corallien étant mort et ayant disparu. La surface du corail apparaît normale de l'autre côté de la bande. Les autres maladies observées sont des nécroses ou mortalité d'une partie des polypes ou à l'inverse des excroissances de polypes qui forment des tumeurs.

Des signes indiquant la présence des menaces ou pressions résultant de la pêche ou de l'eutrophisation peuvent être observés. L'abondance d'algues alliée à une faible couverture corallienne peut être un indicateur significatif de pollution/eutrophisation

sur les récifs. Cependant, il faut prendre en compte la population d'herbivores et le type d'algues (macroalgues, gazonnantes, filamenteuses ou calcaires). La présence de pêcheurs ayant une activité intense ou la faible abondance d'espèces cibles (ex. holothuries ou loches) sur le récif est un indicateur d'une pression de pêche significative, mais la fréquence et l'intensité de l'utilisation de la ressource ainsi que l'abondance des stocks nécessitent des investigations spécifiques supplémentaires ainsi qu'un suivi, afin d'obtenir des données quantitatives.

Ces types de menaces et de perturbation doivent être définis plus précisément par mesures directes de

paramètres spécifiques (nutriments dans la colonne d'eau, abondance des stocks et activité de pêche, sédiments, taux de couverture de biotes/substrats) répétées dans le temps.

La méthode RAP ne permet de faire que des observations préliminaires. Il s'agit d'une première étape importante pour identifier l'existence d'une menace ou d'une pression ainsi que les actions à entreprendre en termes d'études, d'atténuation des menaces, de suivi et de gestion.

2. Résultats

Les sites ont été classés en 8 catégories de biotopes décrites dans le tableau ci-dessous :

Tableau 2-2-1. Description des catégories de biotopes recensées aux Chesterfield.

Table 2-2-1. Description of biotopes categories recorded in the Chesterfield reefs

N°/ No	Catégoriesde biotope/Biotope categories	Sites/ Stations	Profondeur des transects (mètres)/ Depth of transects (meters)
1	Pente sédimentaire de lagon avec petits massifs/ <i>Inner sedimentary slope featuring small scattered corals at shallow depths</i>	2	7.5
2	Grands massifs coralliens de lagon/ <i>Lagoon pinnacles</i>	1	De 3 à 27
3	Platier récifal externe d'îlot/ <i>Outer reef flat</i>	3, 6, 10, 18	4
4	Pente sédimentaire de lagon/ <i>Inner sedimentary slope</i>	9	De 6 à 10
5	Bordure de passe/ <i>Channel edge</i>	12	14
6	Pente externe de récif barrière/ <i>Barrier reef outer slope</i>	13, 15, 18	De 2 à 42
7	Platier récifal interne d'îlot/ <i>Inner reef flat</i>	4, 7, 11, 14, 17	3
8	Petits massifs coralliens de lagon/ <i>Small reefs in the lagoon</i>	20	17

Profil et taux de recouvrement des sites

Pente externe de récif barrière

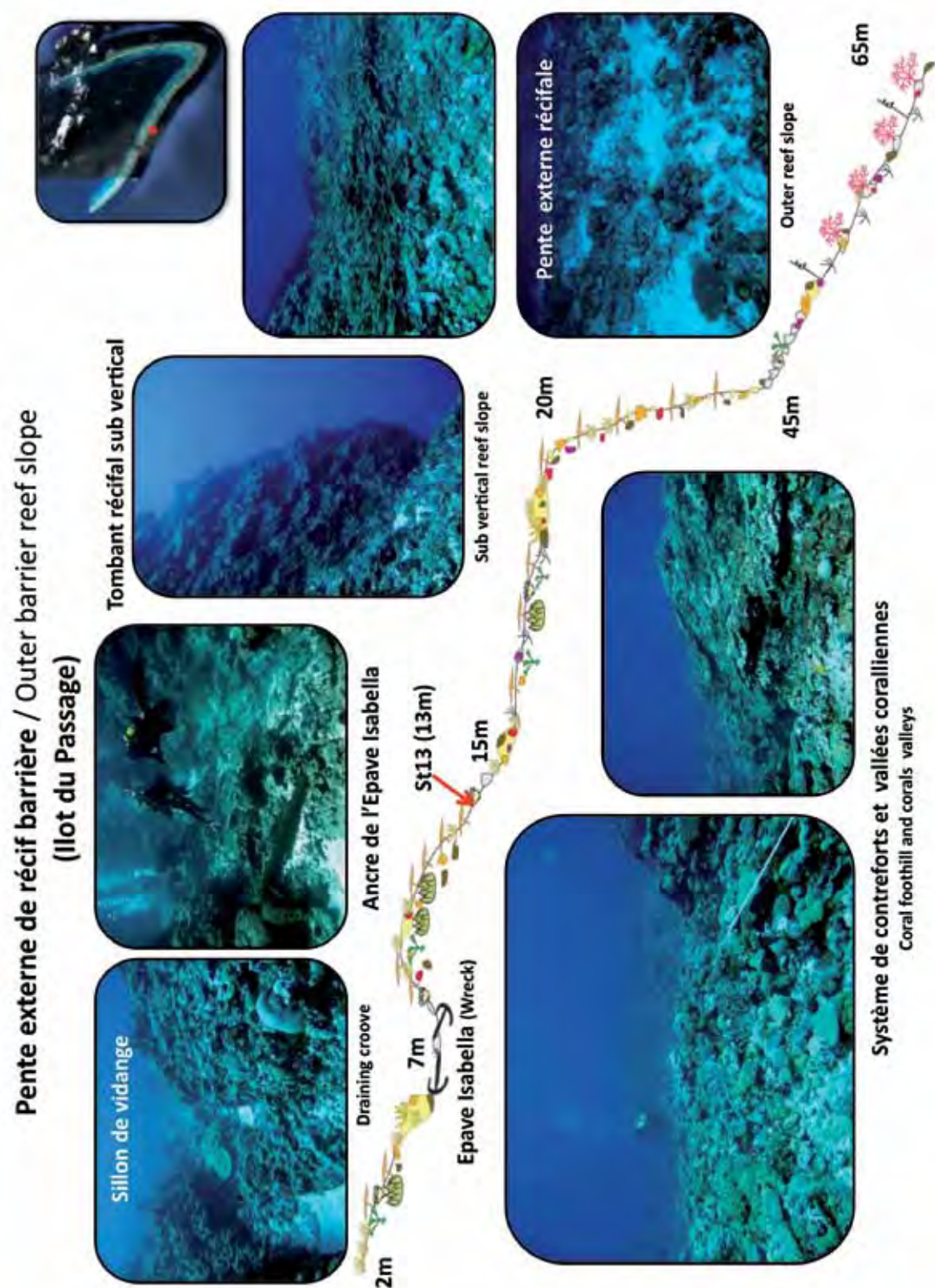


Planche 2-2-1. Profil des sites de pente externe de récif barrière : 13, 15 et 18. La légende du profil est détaillée en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-1. Profile for outer reef slope sites: 13, 15 and 18. The caption of the profile is detailed in Fig 2-2-1.

La pente externe Sud-ouest des Chesterfield est composée par plusieurs unités géomorphologiques qui se répartissent du sommet jusqu'en bas de pente récifale de la manière suivante : a) platier récif barrière avec système d'éperons et sillons perpendiculaires au récif ; b) platier récif barrière avec un système de contreforts et de vallées parallèlement au récif ; c) Le tombant vertical à sub-vertical entre 20 et 45 m et d) pente récifale.

La zone sommitale ou platier du récif barrière (a) est composée par un système d'éperons et de sillons perpendiculaires au récif (2 à 5 m de profondeur). Ce milieu est agité par le déferlement des vagues et de la houle (oxygénation des eaux de surface) et le recouvrement biotique est composé spécialement par des corallines encroûtantes et des coraux scléractiniaires de formes robustes. Le fond des sillons est constitué d'accumulation de roches, de débris coralliens et/ou de sable et de nombreux coraux libres.

Dans les profondeurs de 5 à 16 m, le platier récifal (b) se poursuit sur une longue distance (environ 150 à 200 m) par une pente douce sur laquelle s'est construit un système de contreforts et de vallées coralliennes parallèlement au récif. Les contreforts ont un recouvrement corallien très important car ils se situent dans les profondeurs de plus fortes production et édification coralliennes.

La pente externe comprise entre 20 et 45 m de profondeur (c) est un tombant vertical à sub-vertical, composé de nombreux surplombs et anfractuosités dans de la dalle indurée. Cette portion du récif barrière regroupe une richesse spécifique particulièrement importante.

Une pente plus abrupte avec accumulation de débris corallien(d) est présente en bas de tombant, les formations coralliennes sont de plus en plus diffuses avec la profondeur. Le substrat est alors remplacé au fur et à mesure de la descente par du sable, de la roche et des débris coralliens.

Le recouvrement en corail dur varie de 32 au site 18 à 44 % au site 15 et celui en corail mou de 12% au site 18 à 25% au site 15. La composition du substrat est relativement homogène sur les 3 pentes externes étudiées à une profondeur de 13 mètres.

Le recouvrement en corail dur se situe aux alentours de 45% pour les 2 sites de pente externe à 6 m et celle en corail mou entre 10 et 20% respectivement pour les sites 18 et 13. Le recouvrement en coralline est plus important au site 13 (30 contre 17%) alors que celui en turf est plus important au site 18 (7 contre 0%).

Le site 18 est situé en face de l'île Longue alors qu'un petit îlot de sable fait face au site 13. Cette différence

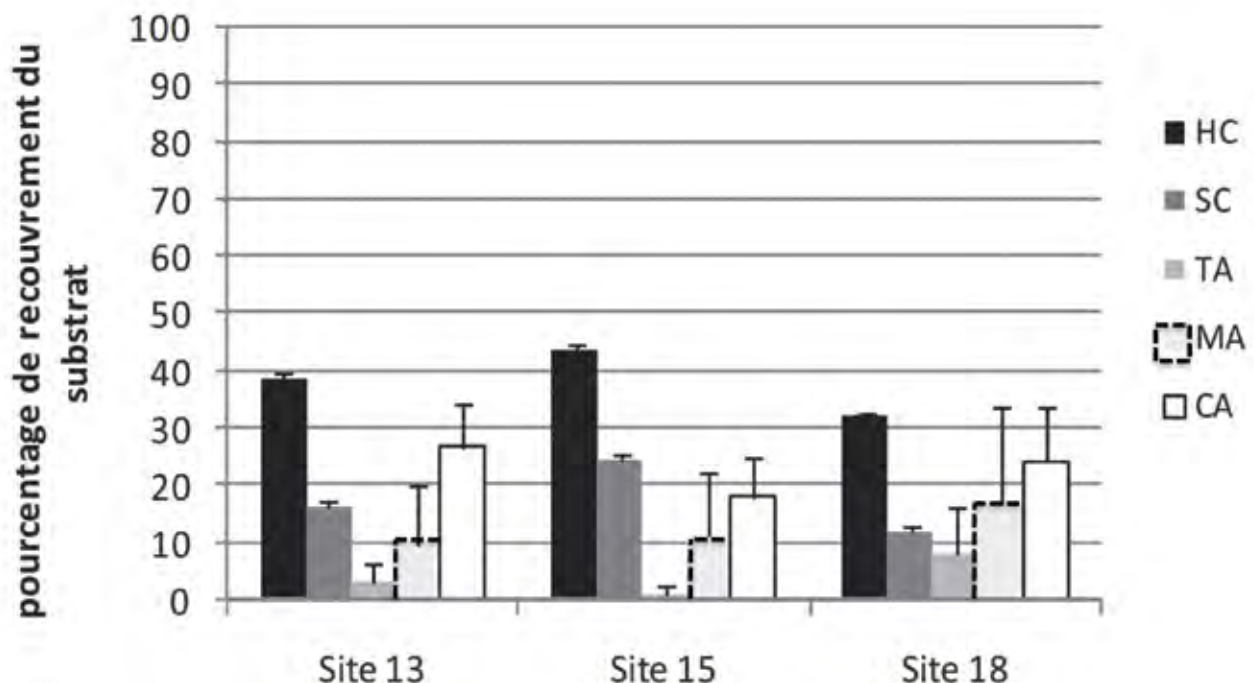


Figure 2-2-2. Composition moyenne du substrat par site de pente externe à 13 m (seules les catégories dominantes sont présentées). HC = corail dur; SC = corail mou; TA = turf; MA = macro algues; CA = coralline. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-2. Average composition of the substrata at the outer slope sites (13, 15, and 18) to a depth of 13 m (only the dominant categories are shown). HC = hard coral, SC = soft coral ; TA = turf algae MA = macro algae, CA = coralline algae. The bars represent the standard error.

de composition du substrat n'est constaté qu'à 6 m, le site 18 est à proximité de la passe de l'île Longue, les conditions hydrodynamiques doivent être relativement plus intense et vont favoriser le développement des coraux mous. Les dégradations mécaniques sur les coraux durs sont également plus importantes et vont impliquer le développement de turf sur les coraux restant en place.

De plus malgré le remaniement des eaux causé par les courants de marée, on peut émettre l'hypothèse que l'île Longue est une source de nutriments, les déjections des nombreux oiseaux qui nichent sur cette île vont entraîner un apport de phosphate dans la couche supérieure d'eau, favorisant ainsi la croissance du turf au détriment de la coralline et des coraux sur ce site.

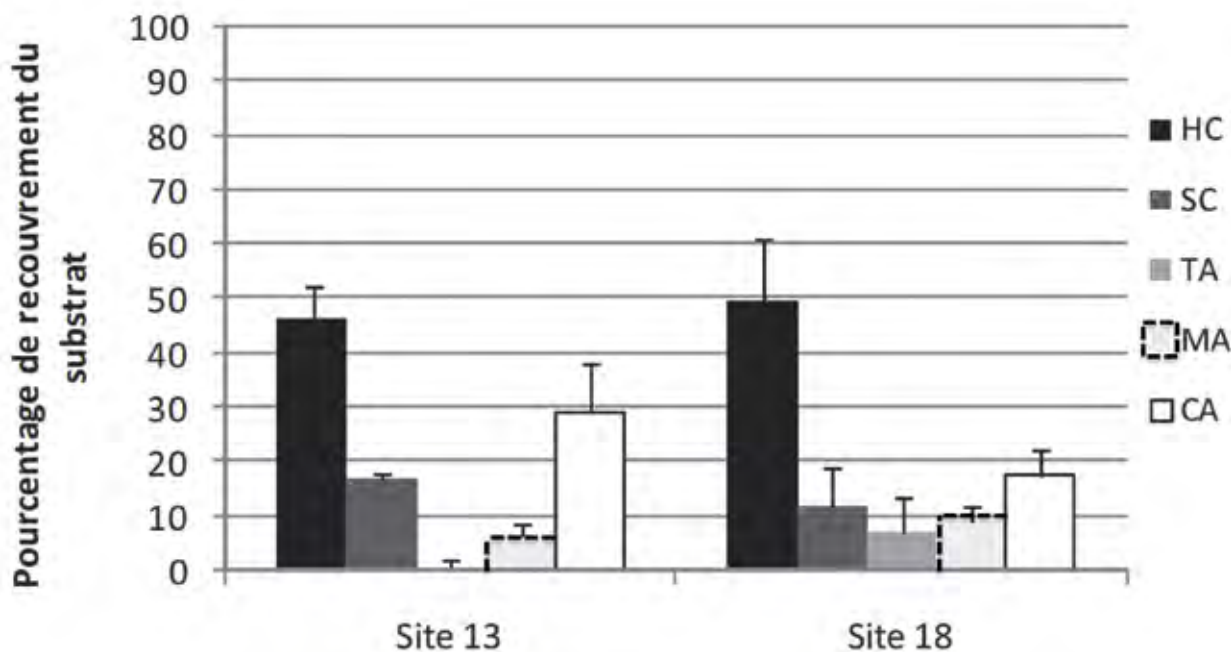


Figure 2-2-3. Composition moyenne du substrat par site de pente externe à 6 m (seules les catégories dominantes sont présentées). HC = corail dur; SC = corail mou; TA = turf; MA = macro algues; CA = coralline. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-3. Average composition of the substrata at the outer slope sites (13 and 18) to a depth of 6 m (only the dominant categories are shown). HC = hard coral, SC = soft coral; TA =turf algae MA = macro algae, CA = coralline algae. The bars represent the standard error.

Bordure de passe

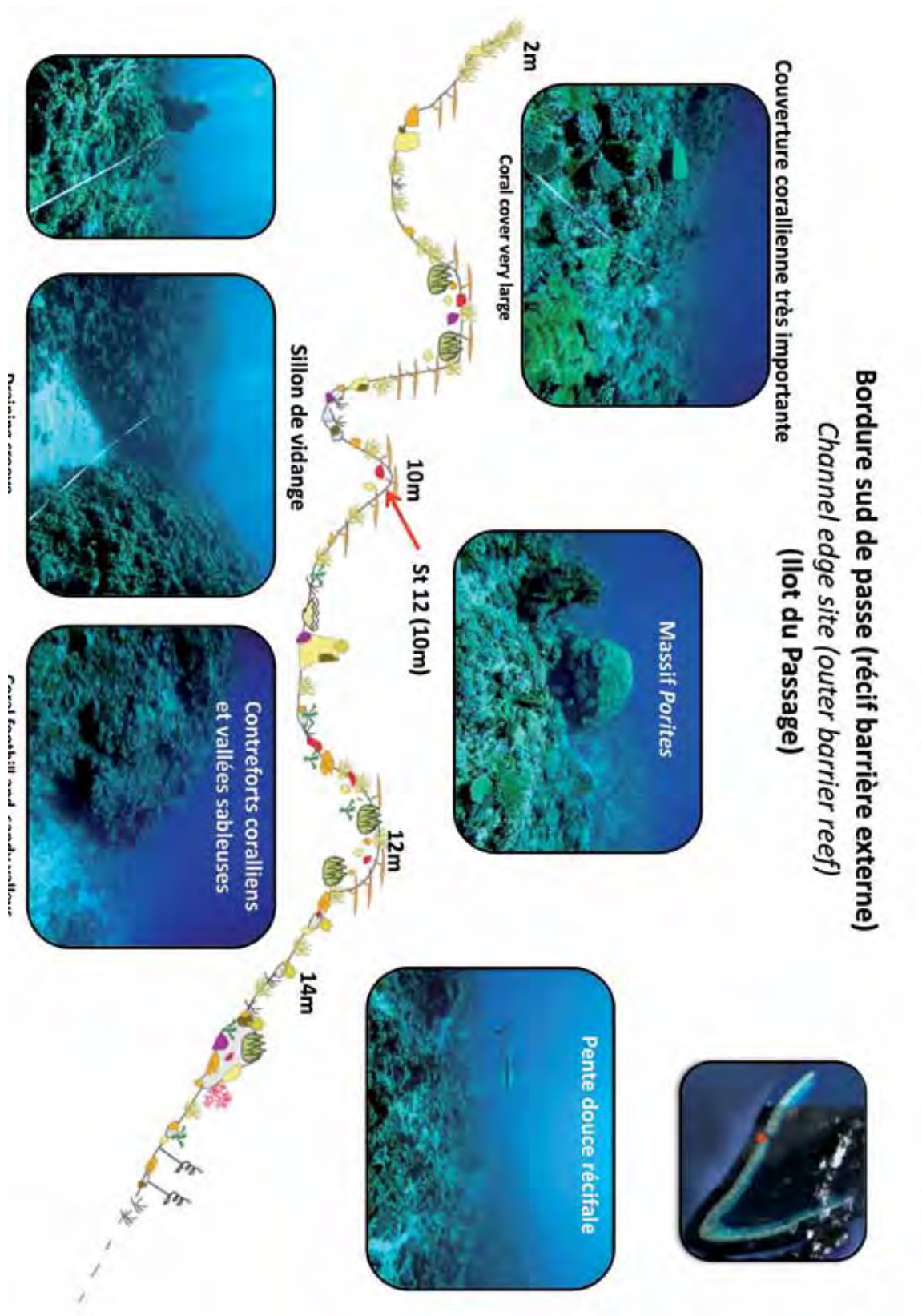


Planche 2-2-2. Profil du site de bordure de passe : 12. La légende du profil est détaillée en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-2. Profile for channel edge site: 12. The caption of the profile is detailed in Fig 2-2-1.

Cette zone récifale de bord de passe fait partie de la structure du récif-barrière externe. La partie sommitale est exposée aux agents hydrodynamiques qui peuvent être intenses (vagues, houle et courants de marée), il en découle un système d'éperons et de sillons profonds perpendiculaires au récif (2 à 5 m de profondeur) qui permet aux eaux océaniques et lagonaires d'être vidangées. Le fond des sillons est une dalle corallienne où s'accumule du sable dans les parties protégées, de la roche et des débris coralliens dans les parties exposées. Cette zone sommitale du bord de passe se poursuit ensuite par un système de contreforts coralliens et de vallées parallèles au récif.

Le site de bord de passe a une composition proche du site de pente externe 18 à 6 m avec une couverture en

corail dur inférieure et celle en corail mou, turf et macro algues légèrement supérieures. Dans ce cas également la proximité des îlots accueillant de nombreux oiseaux va influencer par l'apport en phosphate le développement des algues au détriment de celui des coraux.

L'édification des coraux durs est restreinte par l'hydrodynamisme important, les alcyonaires du genre *Lobophytum* et les corallines sont plus adaptés à ces conditions environnementales. Le développement de turf va être favorisé par les dégradations mécaniques coralliennes.

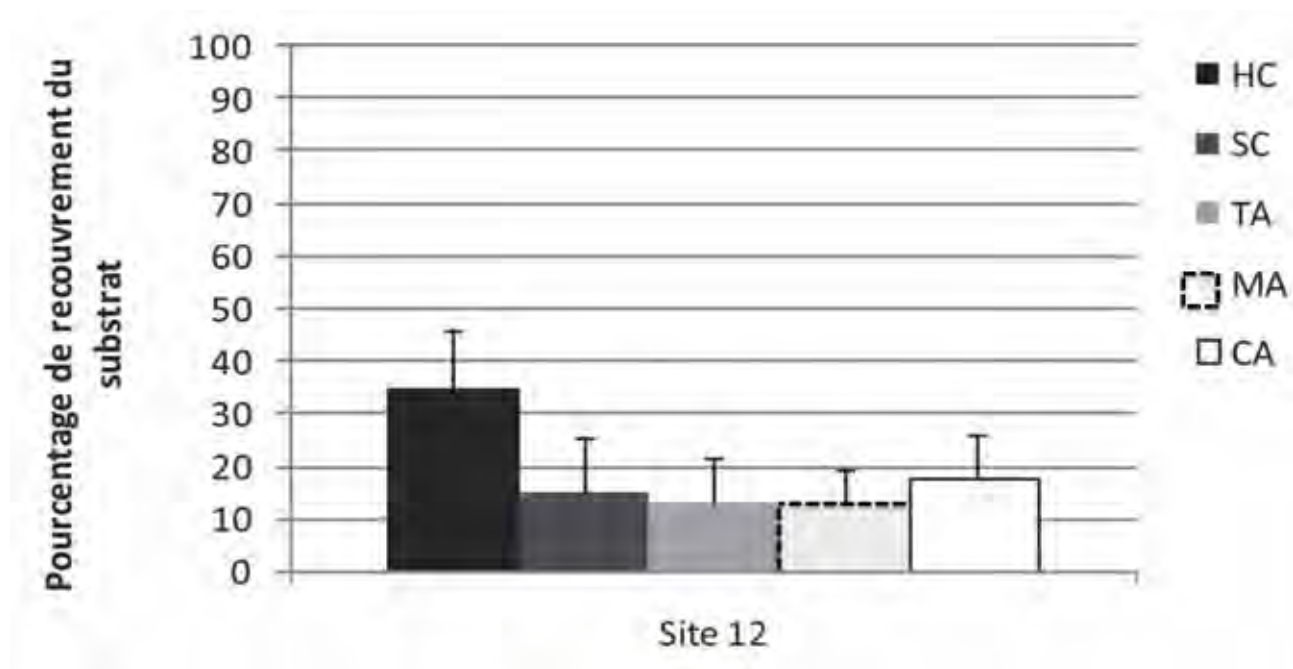


Figure 2-2-4. Composition moyenne du substrat sur le site de bord de passe à 10 m (seules les catégories dominantes sont présentées). HC=corail dur; SC = corail mou; TA = turf; MA = macro algues; CA = coralline. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-4. Average composition of the substrata on the channel edge site (12) to depth of 10 m (only the dominant categories are shown). HC = hard coral, SC = soft coral; TA =turf algae, MA = macro algae, CA = coralline algae. The bars represent the standard error.

Sites de platier interne récifal d'îlot

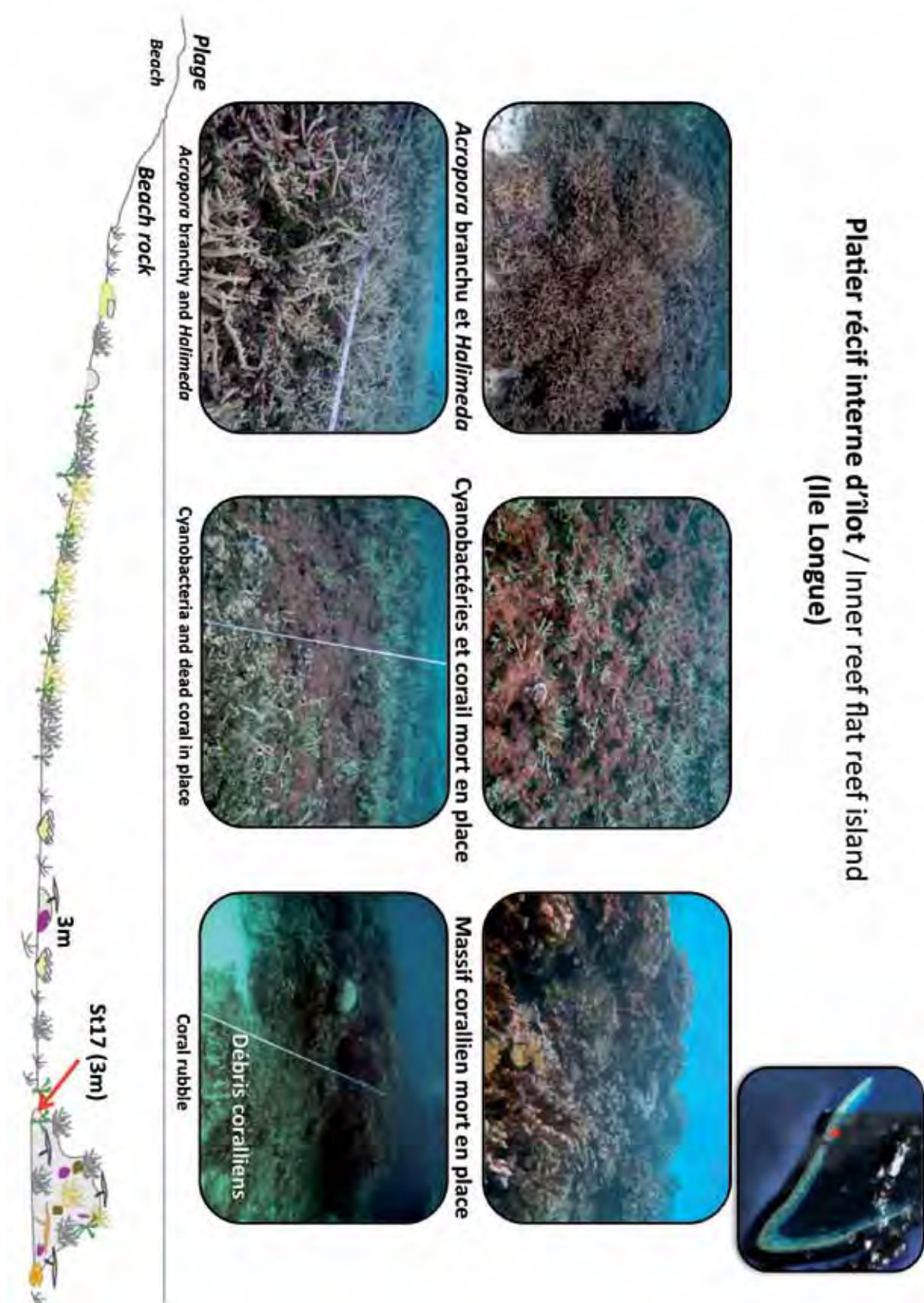


Planche 2-2-3. Profil des sites de platier interne récifal d'îlot : 4, 7, 11, 14 et 17. La légende du profil est détaillée en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-3. Profile for inner reef flat sites (4, 7, 11, 14 and 17). The caption of the profile is detailed in Fig 2-2-1.

Cette zone récifale est relativement plus abritée, cependant la partie sommitale du platier est battu par le déferlement des vagues. Cette zone est constituée par une dalle arasée essentiellement colonisée par les algues calcaires (corallines) qui cimentent les blocs et les débris coralliens arrachés par les vagues, le recouvrement corallien est très faible, on peut y retrouver également des cyanobactéries dispersées par petites plaques.

Les sites 4, 7 et 11 sont constitués majoritairement de sable, entre 40 et 50% de la composition benthique alors que les sites 14 et 17 ont une composition mixte de corail, algue et sable. Les sites 4, 7 et 11 sont cependant différents dans le reste de leur composition benthique. Alors que le site 7 présente également un recouvrement en corail dur à hauteur de 17% et en turf de 14%, le site 4 ne présente pas de recouvrement corallien mais uniquement du turf à hauteur de 40% du recouvrement total et la coralline domine le reste de la composition benthique avec 21% de recouvrement pour le site 11.

Les sites 14 et 17 présentent des compositions benthiques similaires avec un recouvrement supérieur en corail et

coralline pour le site 14, respectivement 25 et 36% contre 15 et 11%, alors que le site 17 présente un recouvrement supérieur en sables, macro algues et turf, respectivement 22, 22 et 17% contre 8, 17 et 12%.

Les sites 4, 7 et 11 sont localisés à l'intérieur du lagon alors que les sites 14 et 17 se situent à proximité de passes, celle de l'îlot du Passage pour le site 14 et celle de l'île longue pour le site 17.

Le site 4 est sur le récif interne qui borde les îlots du Mouillage. Ces îlots sont grands et densément peuplés par les oiseaux marins en comparaison avec les îlots qui sont à proximité des sites 7 et 11. Le fort recouvrement en turf au site 4 pourrait s'expliquer par l'apport en nutriments dont les déjections d'oiseaux sont à l'origine. L'influence de ces apports est probablement accentuée par le fait que le site 4 ne soit pas à proximité d'une passe dont les courants générés pourraient évacuer ou diluer une partie des nutriments.

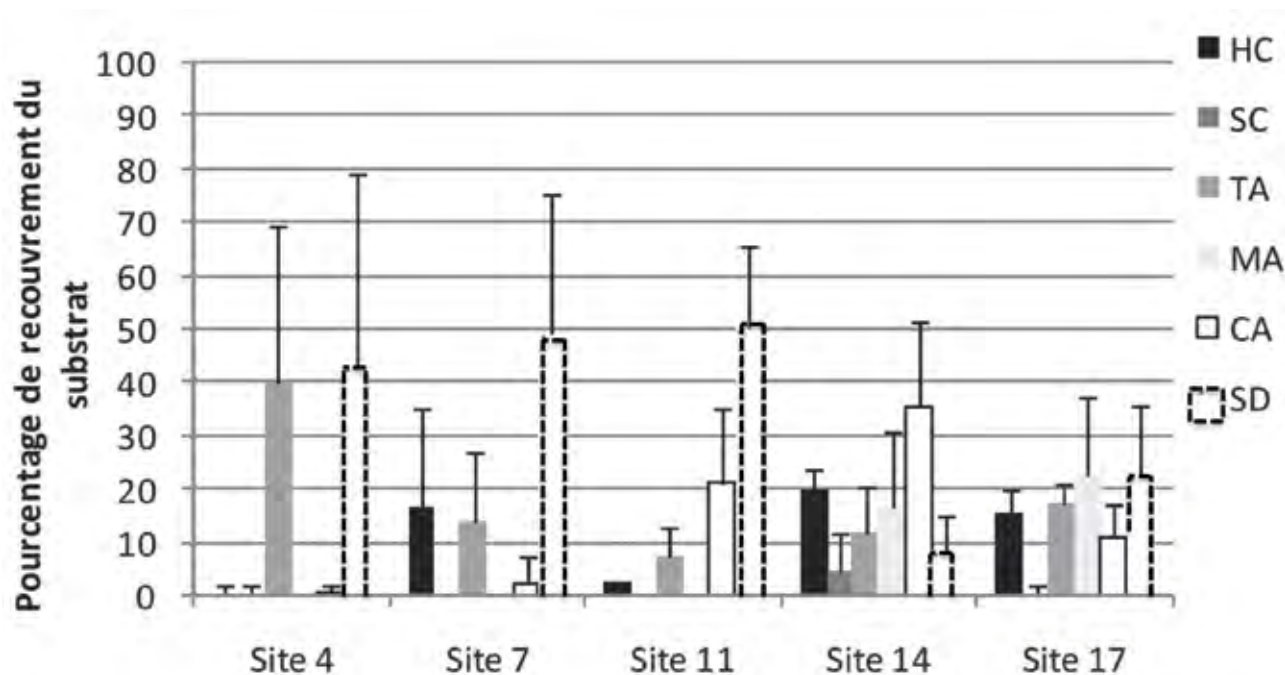


Figure 2-2-5. Composition moyenne du substrat sur les sites de platier interne récifal d'îlot (seules les catégories dominantes sont présentées). HC = corail dur; SC = corail mou; TA = turf; MA = macro algues; CA = coralline; SD = sable. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-5. Average composition of the substrata for the inner reef flat sites (4, 7, 11, 14, and 17; only dominant categories are shown). HC = hard coral, SC = soft coral; TA = turf algae, MA = macro algae, CA = coralline algae. The bars represent the standard error.

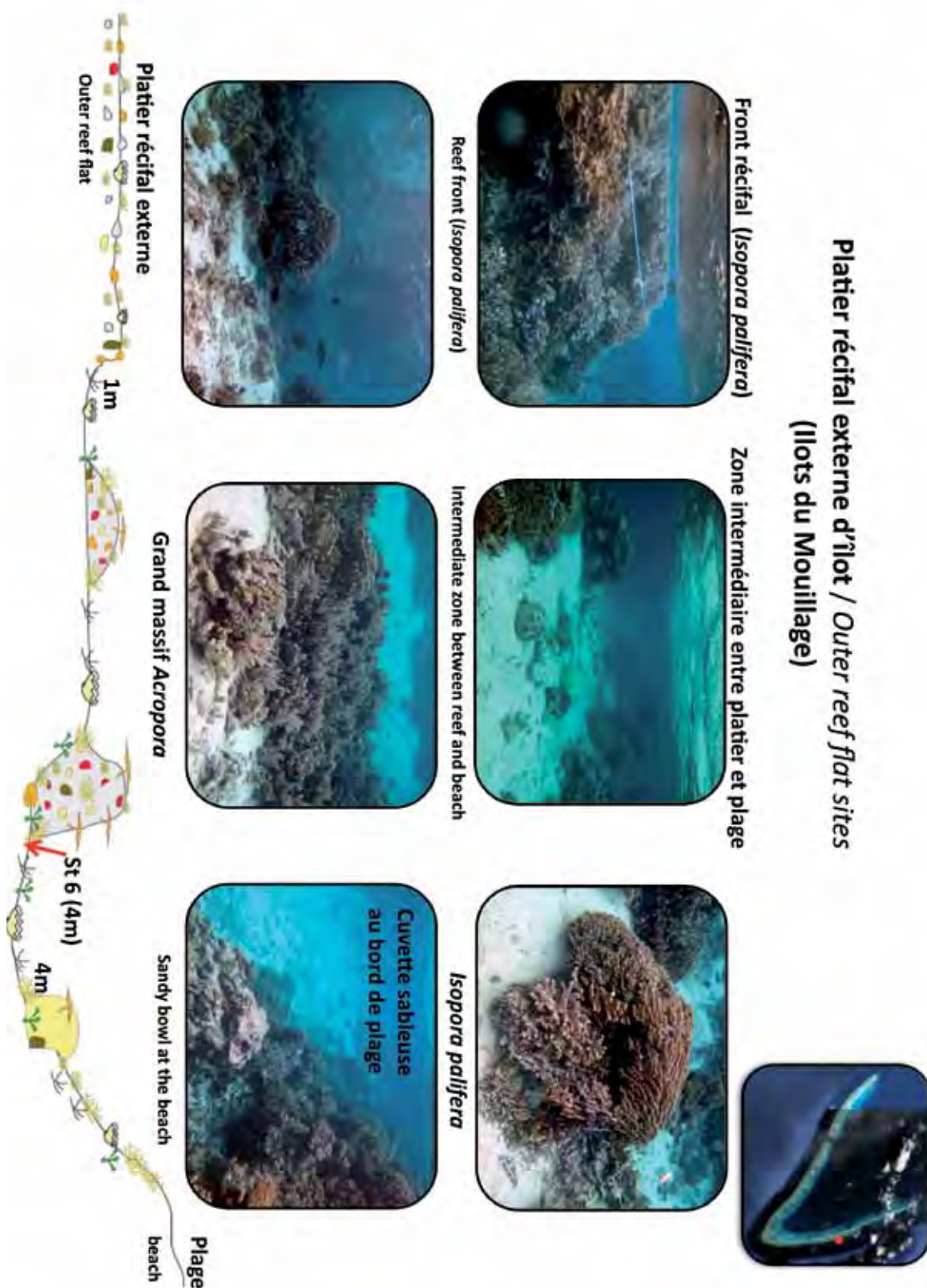


Planche 2-2-4. Profil des sites de platier récifal extérieur d'îlot : 3, 6, 10 et 16. La légende du profil est détaillée en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-4. Profile of the inner sedimentary slope, site 9. The legend of the profile is detailed in Fig. 2-2-1.

Généralement le bord de plage est constitué de beach rock (sable induré) qui est très peu colonisé par les coraux. La zone sableuse se poursuit par une pente douce où s'édifient des petits massifs coralliens et se dispersent de nombreux débris (zone de déferlement des vagues). Cette zone intermédiaire d'une cinquantaine de mètre de large est en fait composée de dalle sur laquelle repose un substrat meuble déposé aux grés des agents hydrodynamiques. Cette zone intermédiaire fait le relais entre la plage et le platier récifal externe construit. Elle est colonisée par peu d'espèces coralliennes mais de grands massifs se développent en abondance sur la dalle. Le front interne de ce platier récifal est la partie de cette

zone où siège la plus importante richesse spécifique. Sur le sommet du platier, le ressac et les courants de marée sont très importants, le recouvrement corallien est très faible.

Le recouvrement en corail dur est relativement faible sur les sites de platier externe récifal d'îlot, en dessous de 10% sur l'ensemble des sites à l'exception du site 6 où la couverture est légèrement supérieure à 30%. Les sites 3 et 16 se démarquent par leur fort recouvrement en turf avec respectivement 39 et 53%. Ces deux sites sont à proximité des îlots les plus denses en populations d'oiseaux.

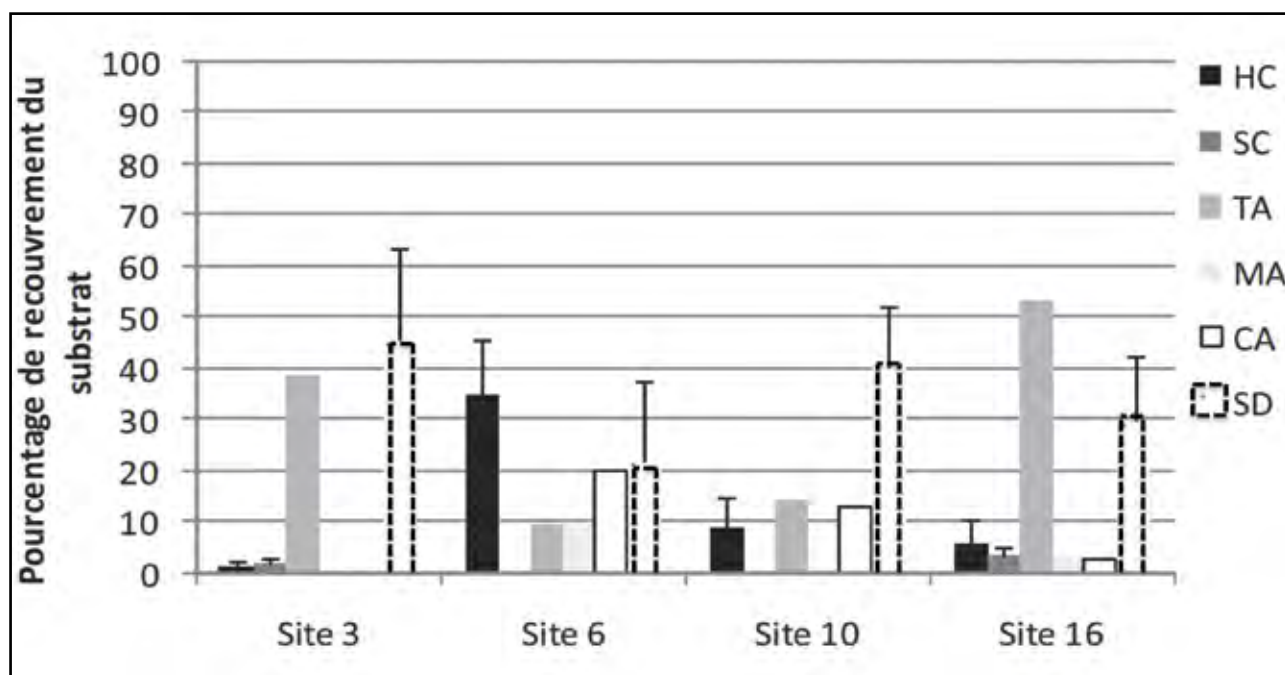


Figure 2-2-6. Composition moyenne du substrat sur les sites de platier externe récifal d'îlot (seules les catégories dominantes sont présentées). HC = corail dur; SC = corail mou; TA= turf; MA = macro algues; CA = coralline; SD = sable. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-6. Average composition of the substrate on the outer reef sites (3, 6, 10, and 16; only the dominant categories are shown). HC = hard coral, SC = soft coral; TA = turf algae, MA = macro algae, CA = coralline algae; SD = sand. The bars represent the standard error.

Pente interne sédimentaire

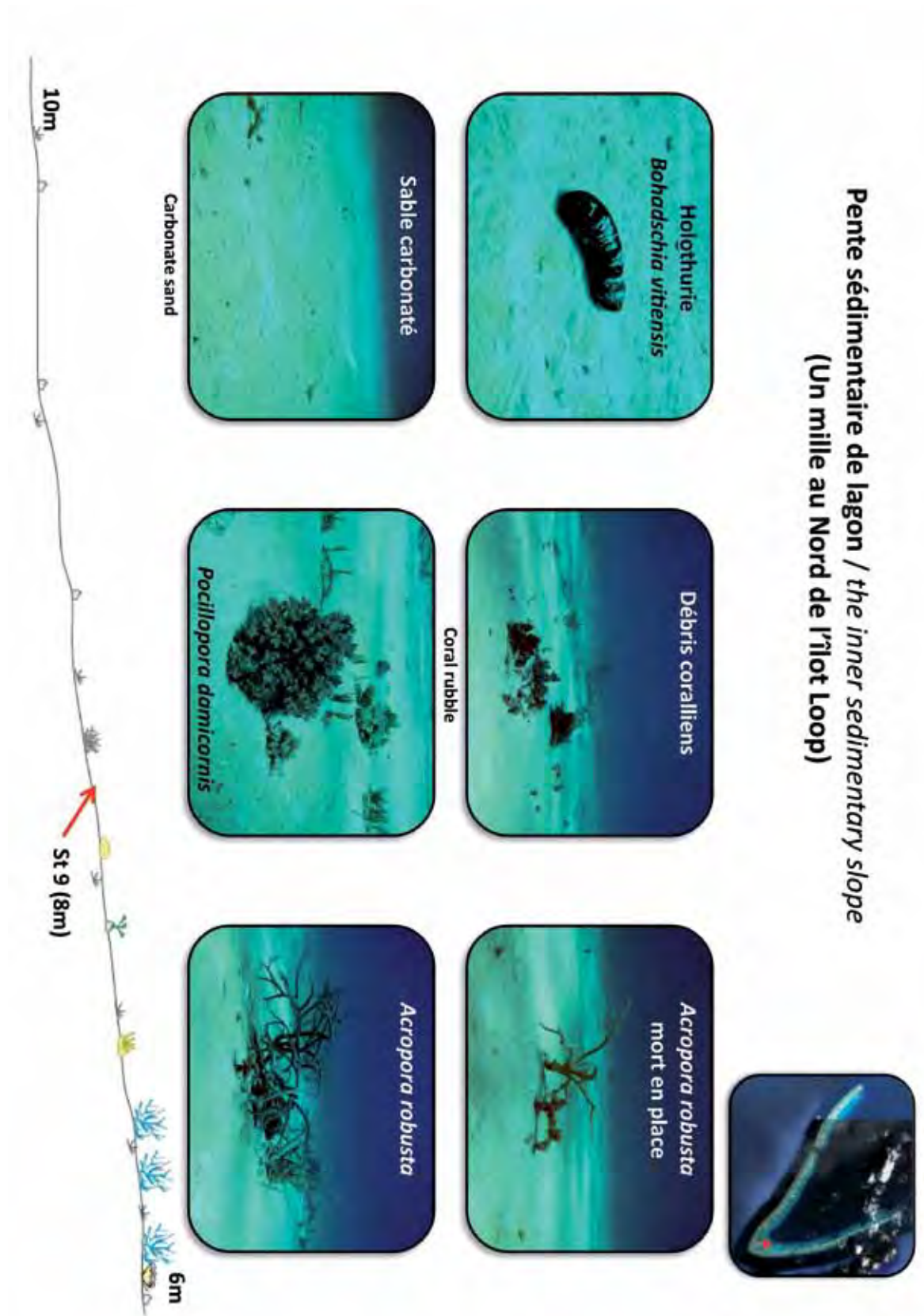


Planche 2-2-5. Profil du site de pente sédimentaire : 9. La légende du profil est détaillée en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-5. Profile of the inner sedimentary slope with small scattered corals site 2. The legend of the profile is detailed in Fig.2-2-1.

Cette station est située en début de pente sédimentaire lagonaire entre 6 et 10 m de profondeur. C'est une grande étendue de sable carbonaté avec une pente de 10° ou reposent quelques débris coralliens et de nombreuses holothuries. La zone est colonisée par les coraux seulement vers les 7 m de profondeur. Le recouvrement corallien est faible et les espèces sont peu diversifiées.

Un seul site de pente sédimentaire interne a été étudié en raison de l'intérêt de cet habitat pour les holothuries. Ce site est exclusivement composé de sable (avec quelques coraux branchus épars et débris coralliens qui n'ont pas été pris en compte lors de l'échantillonnage du substrat (d'où la figure 2-2-7 uniquement composée de sable).

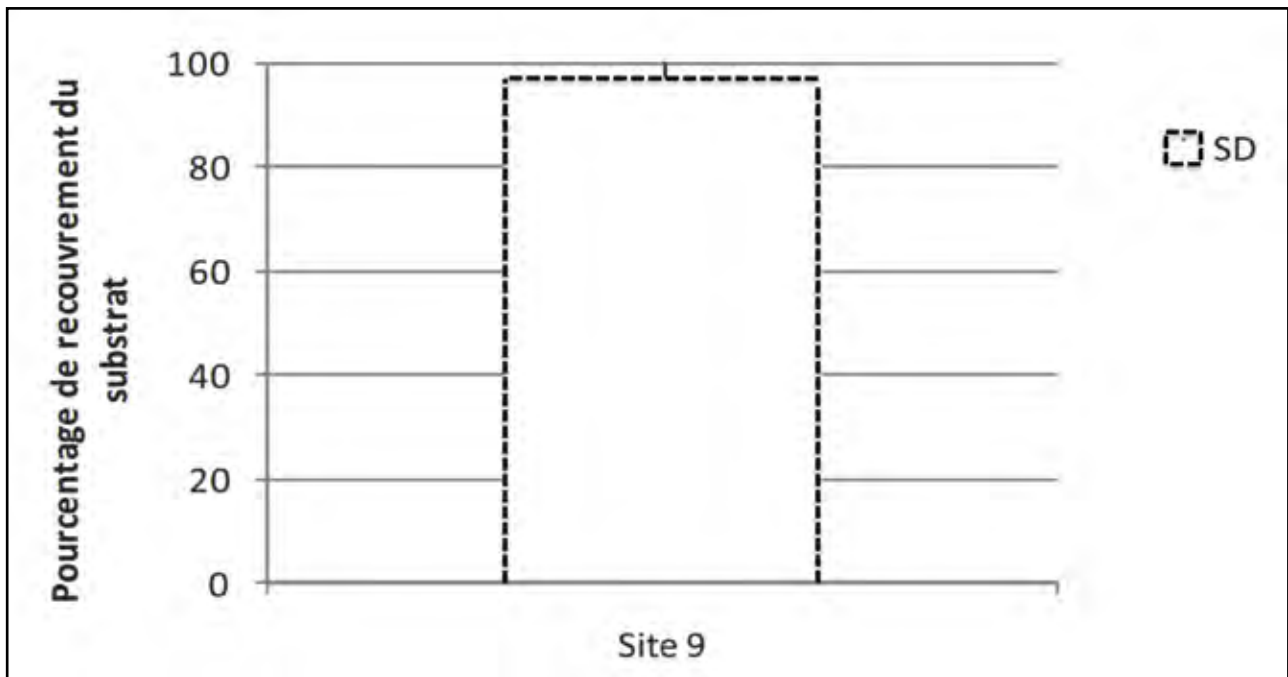


Figure 2-2-7. Composition moyenne du substrat sur le site de pente sédimentaire interne à 8 m. SD = sable. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-7. Average composition of the substrata on the inner sedimentary slope site 9 to a depth of 8 m. SD = sand. The bars represent the standard error.

Pente interne sédimentaire avec de petits massifs coralliens à faible profondeur (3-10 m)

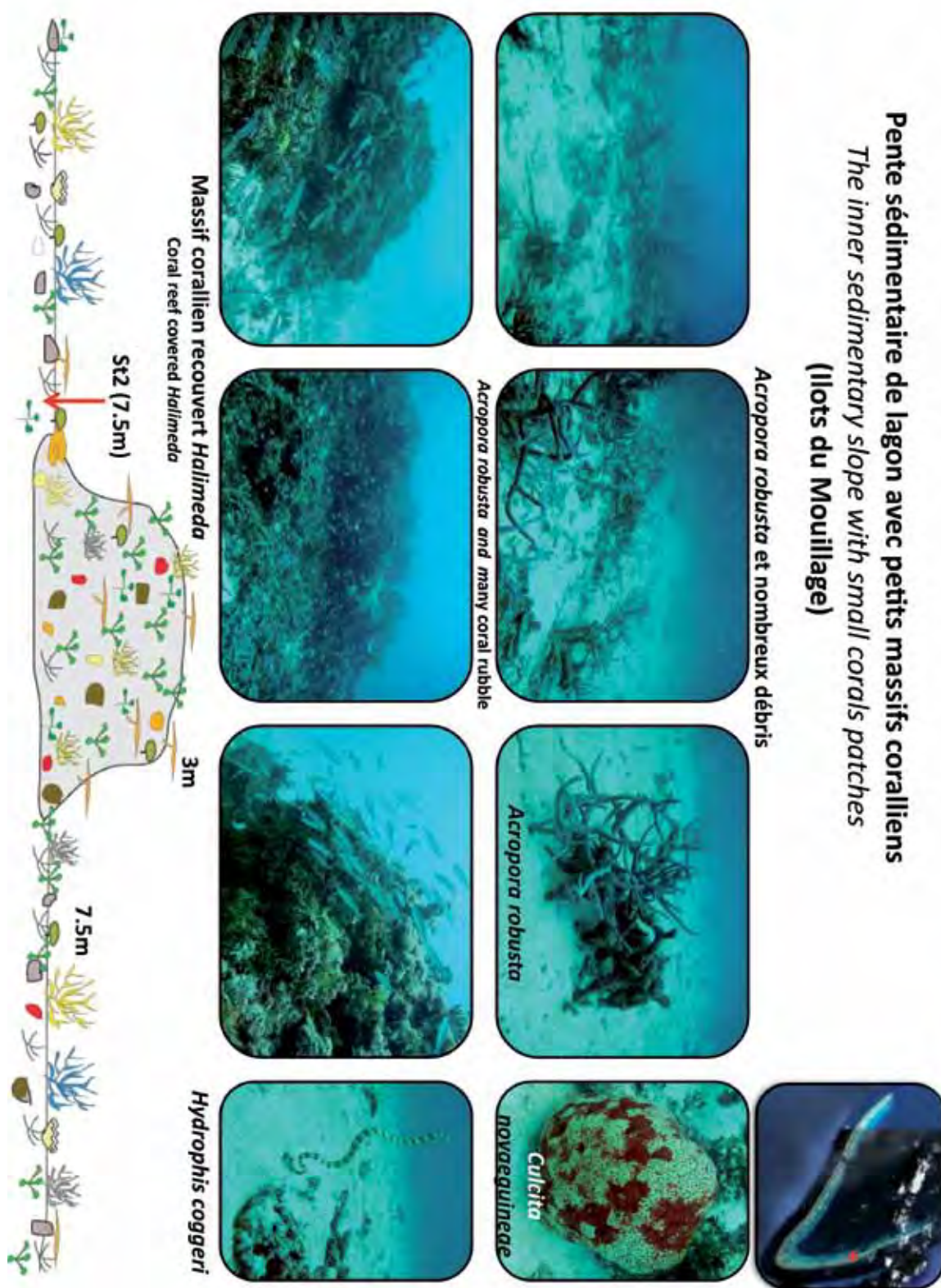


Planche 2-2-6. Profil du site de pente sédimentaire : 2. La légende du profil est détaillée en en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-6. Profile of the inner sedimentary slope with small scattered corals site 2. The legend of the profile is detailed in Fig. 2-2-1.

Les constructions récifales sont dispersées sur une pente très douce constituée de sable fin carbonaté où le recouvrement en débris corallien prend une très grande proportion. Les conditions hydrodynamiques sont généralement calmes dans cette partie du lagon, mais lors des fortes houles et tempêtes cette zone récifale de faible profondeur n'est pas abritée. De nombreux massifs mono spécifiques de petite taille sont vulnérables fassent aux changements de condition environnementale et il en résulte une dégradation mécanique conséquente.

D'autre part, quelques pâtés coralliens d'une dizaine de mètre de diamètre sur deux à trois mètres de hauteur s'éparpillent sur la pente sédimentaire, ils sont recouverts principalement par les algues vertes mais de petites colonies coralliennes s'édifient à travers ce couvert végétal.

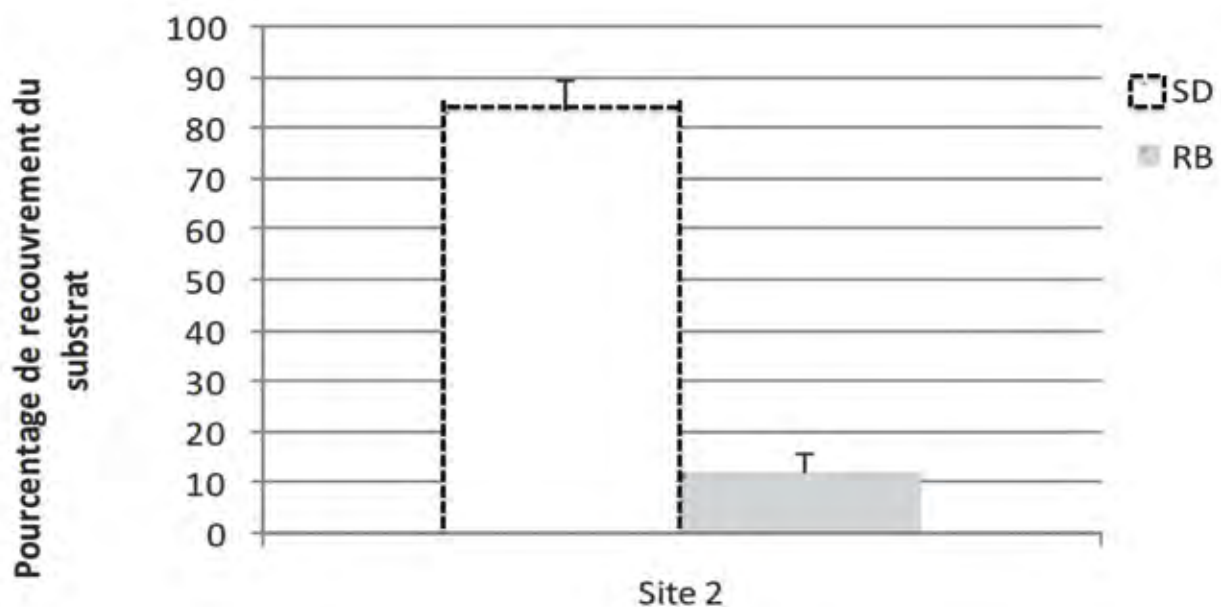


Figure 2-2-8. Composition moyenne du substrat sur les sites de pente interne sédimentaire avec de petits massifs coralliens à faible profondeur (3-10 m). SD = sable; RB = débris. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-8. Average composition of the substrata on the inner sedimentary slope sites with small scattered corals in shallow depth (3-10 m). SD = sand; RB = debris. The bars represent the standard error.

Petits massifs coralliens à 17 m

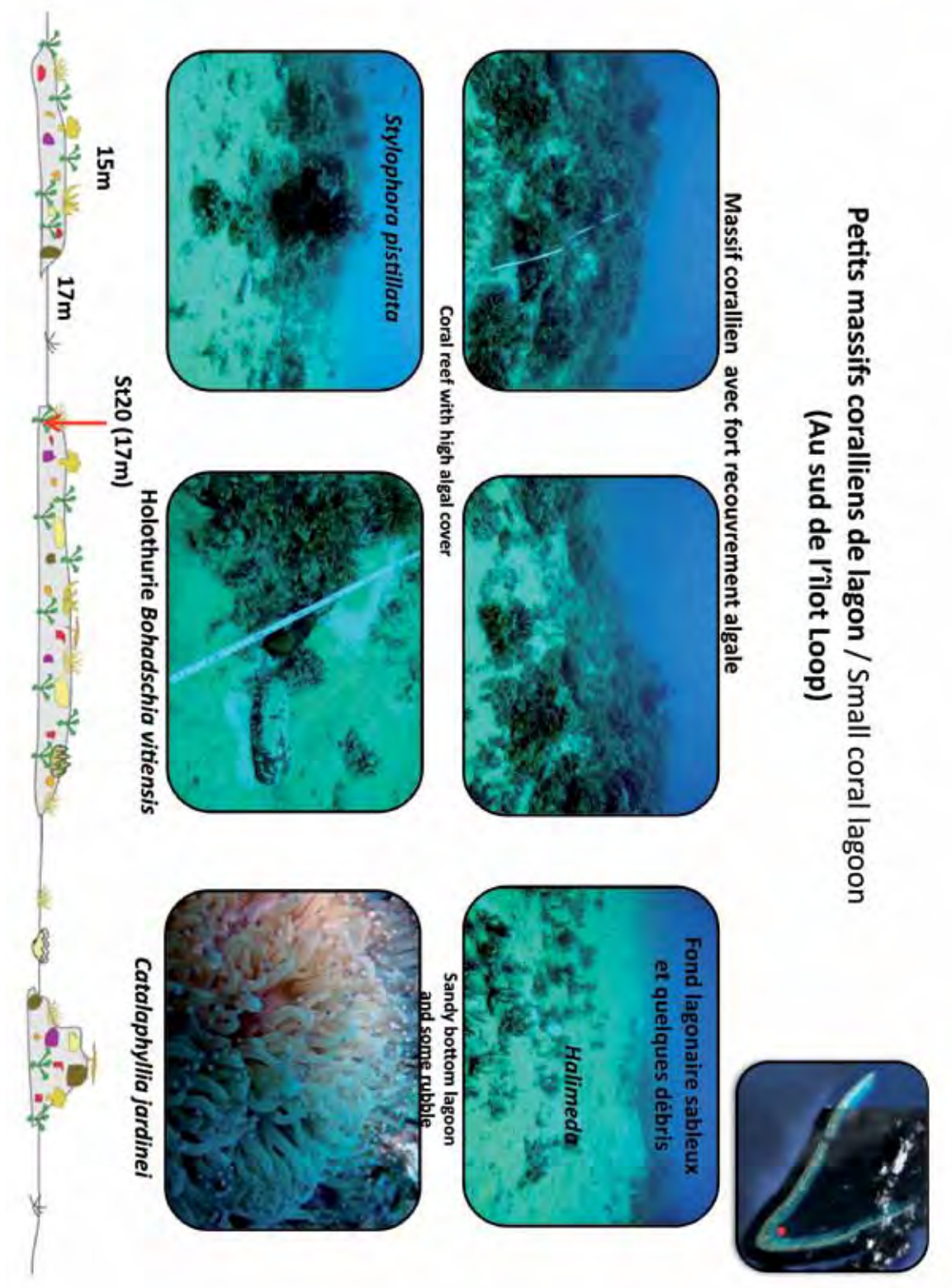


Planche 2-2-7. Profil du site d'un petit massif corallien à 17 m sur le site 20. La légende du profil est détaillée en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-7. Profile of the small reefs in the lagoon site 20 at a depth of 17 m. The legend of the profile is detailed in Fig. 2-2-1.

Les constructions récifales sont dispersées sur une pente très douce constituée de sable fin carbonaté. Les massifs s'étalent sur des surfaces de 10 à 15 m de diamètre et atteignent rarement plus de deux mètres de hauteur. Ces petits récifs sont majoritairement recouverts par des algues vertes mais de petites colonies coralliennes s'édifient à travers ce couvert végétal. La richesse spécifique corallienne est particulièrement abondante, les coraux sont essentiellement concentrés sur les massifs (substrat dur).

Sur l'ensemble des grandes étendues de sable carbonaté où reposent quelques débris coralliens, les organismes

sont peu diversifiés: quelques thalles d'*Halimeda* et de nombreuses holothuries.

Deux sites caractérisés par la présence de petits massifs coralliens sur fond ou pente sédimentaire ont été étudiés, l'un à faible profondeur (3-10 m) et l'autre à une profondeur plus importante de 17 mètres. Au niveau du site de faible profondeur, seul des débris ont été comptabilisés, alors qu'à plus grande profondeur, on a pu noter une présence, quoique faible, de corail dur (moins de 5%) ainsi que de macro algues.

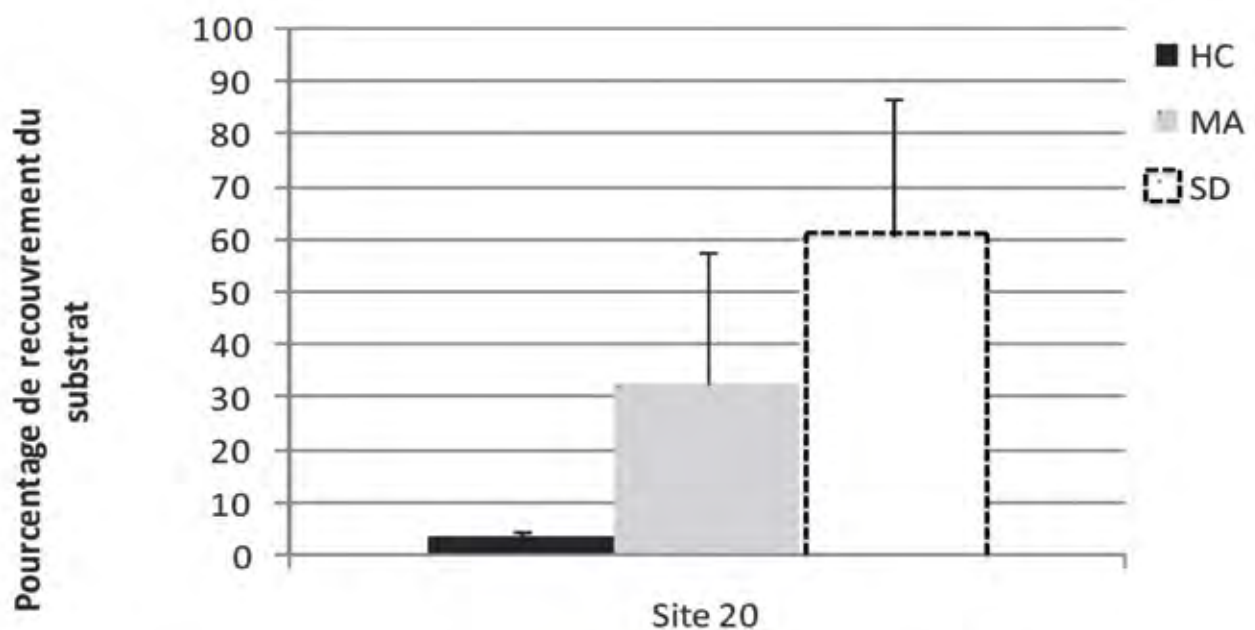


Figure 2-2-9. Composition moyenne du substrat d'un petit massif corallien à 17 m. HC = corail dur; MA = macro algues; SD = sable. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-9. Average composition of small coral patch substrate at 17 m depth. HC = Hard Coral; MA = Macro Algae; SD = Sand. Bars represent standard error.

Grands massifs coralliens à 13 mètres

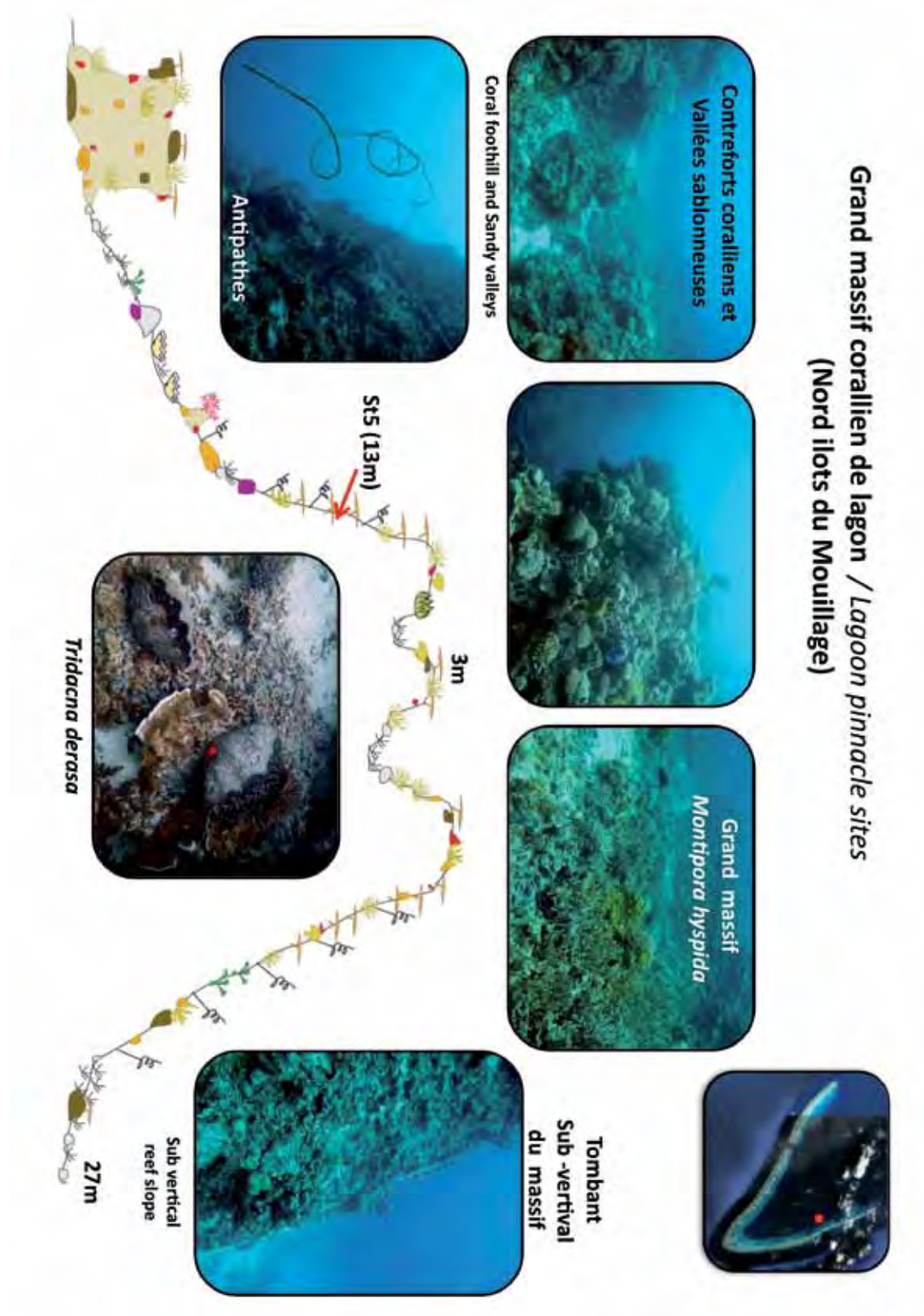


Planche 2-2-8. Profil de sites à grands massifs coralliens de lagon à 13 m sur les sites 1, 5, 8 et 19. La légende du profil est détaillée en Fig 2-2-1.

Plate 2-2-8. Profile of the lagoon pinnacle sites (1, 5, 8, and 19) to depth of 13 m. The legend of the profile is detailed in Fig. 2-2-1.

Les récifs intermédiaires sont des édifices coralliens de forme massive et allongée ou tronconique (verticale). Ils atteignent, pour certains d'entre eux la surface. Ils présentent des parois abruptes et leur base est ennoyée par le substrat détritique qui les relie aux formations sédimentaires du lagon. Les coraux se développent de manière prépondérante sur les parois abruptes. En s'éloignant du massif on retrouve les fonds sableux carbonatés lagunaires, recouverts par quelques petits débris et des thalles d'algues vertes ainsi que des échinodermes, holothuries et astéries (coussins de requin).

Le recouvrement en corail dur est relativement constant sur les 4 sites de grands massifs coralliens à 13 m étudiés, entre 10 et 20%. La catégorie corail mou n'a été observée qu'au site 5 à hauteur de 10%. Ce même site présente un recouvrement en coralline significativement plus important que dans les autres sites avec plus de 40% de recouvrement alors que celui des autres sites varie entre 6% au site 8 et 17% au site 19. La catégorie macro algues se retrouve dans les sites 1 et 8 à hauteur de 25% de recouvrement et dans le site 19 à hauteur de 40%. Cette catégorie est composée d'*Halimeda*, des algues calcaires qui ont un rôle important dans la production de carbonate de calcium à l'origine d'une partie parfois très importante des dépôts

sédimentaires (Garrigue, 1985; Marshall et Davies, 1988) ainsi que de *Microdictyon umbilicatum*, une algue verte communément rencontrée dans les récifs d'Australie et du Pacifique (algaebase.org).

Des étoiles de mer épineuses (*Acanthaster*) ont été observées sur le site 8, elles semblaient avoir dévasté une partie importante de ce massif.

La composition benthique est globalement similaire au niveau des grands massifs coralliens étudiés à 6 m. Elle est constituée de corail dur, corail mou, coralline et du turf pour le site 8 uniquement. Cependant la répartition de ces catégories est différente dans les 3 sites. Le recouvrement en corail dur domine dans le site 1 et représente 51% du substrat. Dans le site 5, le recouvrement en corail dur est légèrement supérieur à 30% mais celui en corail mou atteint presque 20% et la coralline domine le substrat avec plus de 40% de recouvrement. Ces différences de composition et de recouvrement sont en relation avec l'exposition des récifs face aux agents hydrodynamiques. Les massifs coralliens sont repartis de manière aléatoire dans le lagon, ils sont à différentes profondeurs, certains affleurent et d'autres sont profonds, ils sont de différentes tailles et de formes. Certains se trouvent dans des endroits plus confinés du lagon, d'autres

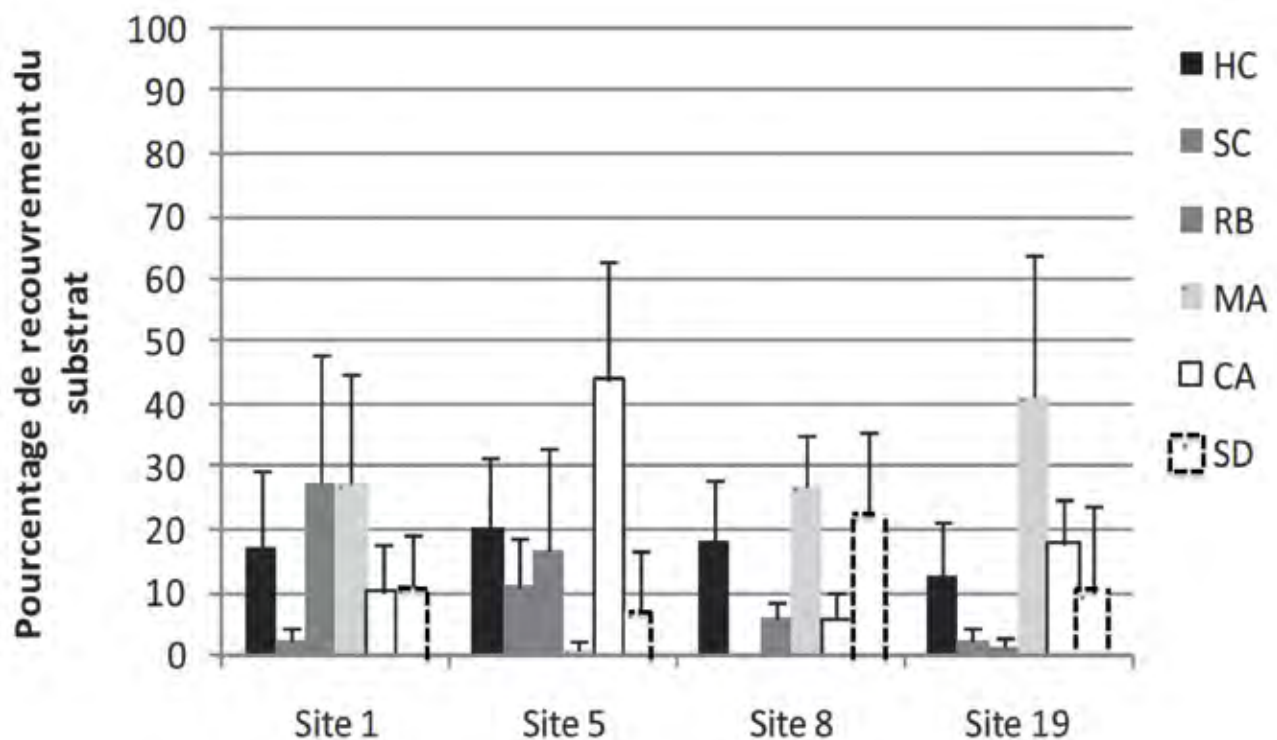


Figure 2-2-10. Composition moyenne du substrat des grands massifs coralliens à 6 m. HC = corail dur; SC = corail mou; TA = turf; CA = coralline. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-10. Average composition of the substrate for the lagoon pinnacle sites (1, 5, and 8) to a depth of 6 m. HC = hard coral, SC = soft coral; TA = turf algae; CA = coralline algae. The bars represent the standard error.

à proximité des passes dont les courants peuvent provoquer une remise en suspension des sédiments et diminuer la disponibilité en lumière. De plus la présence de prédateurs coralliens va influencer le recouvrement, suite à des proliférations d'*Acanthaster*, les algues calcaires et les coraux mous vont se développer plus facilement à la défaveur des coraux durs.

Toutes ces différences créent des conditions bien particulières pour chacun de ces massifs des microenvironnements qui sont à l'origine des variations constatées.

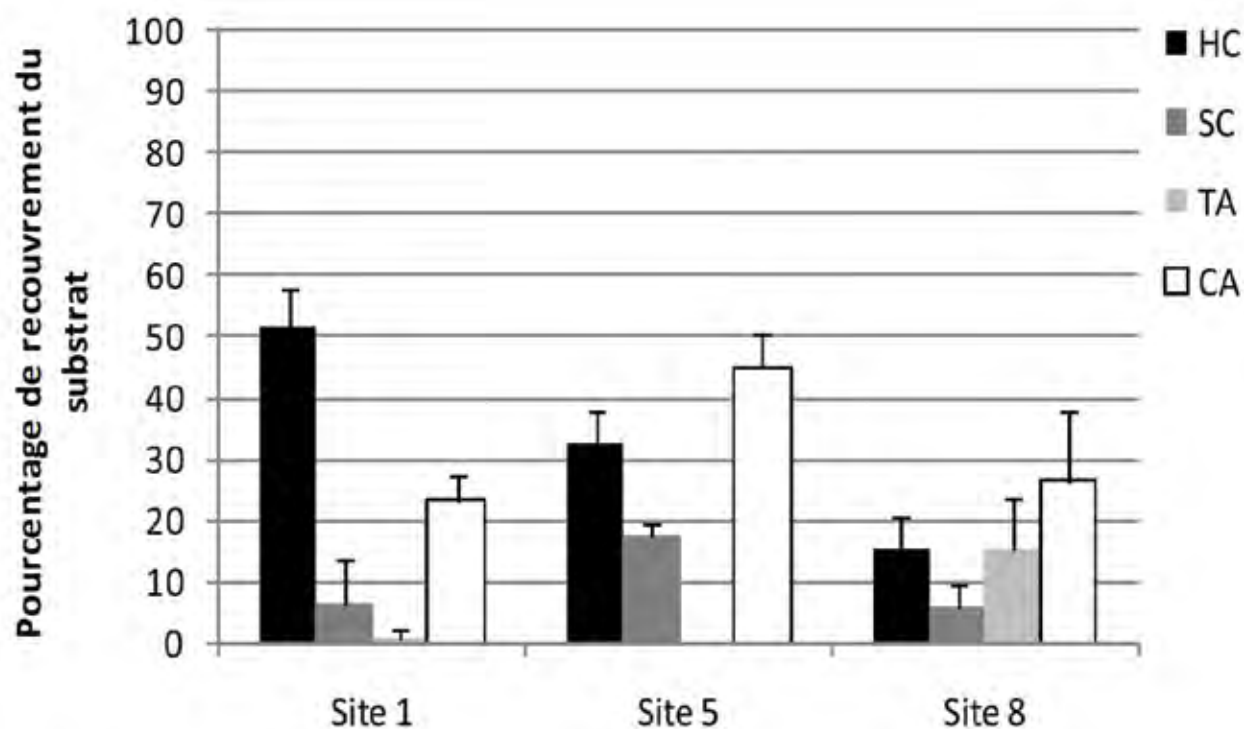


Figure 2-2-11. Composition moyenne du substrat des grands massifs coralliens à 6 m. HC = corail dur; SC = corail mou; TA = turf; CA = coralline. Les barres représentent l'erreur standard.

Figure 2-2-11. Average composition of the substrate for the lagoon pinnacle sites (1, 5, and 8) to a depth of 6 m. HC = hard coral, SC = soft coral; TA = turf algae; CA = coralline algae. The bars represent the standard error.

Les dégradations récifales

Au regard des prospections effectuées sur les récifs coralliens des atolls des Chesterfield l'ensemble des dégradations récifales apparaissent d'origine naturelle.

Les prédateurs comme les *Acanthasters*, quelques *Culcita* et mollusques (*Druppela*) sont présents en petits effectifs sur quelques récifs. Quelques spécimens ont été observés sur les grands massifs coralliens de lagon (GML), sur la station du bord de passe (BP). Ces organismes laissent derrière leur passage des colonies coralliennes blanchies mortes qui sont ensuite recolonisées par des corallines, des algues ou des éponges (nombreux coraux morts en place).

Les spongiaires *Cliona orientalis* et *C. jullienei* ne se développent pas de manière significative sur les récifs prospectés (peu d'encroûtement des colonies coralliennes).

Peu de maladies coralliennes ont été observées (nécroses sur colonies *Acropora*, bande de blanchissement sur colonies *Acropora* tabulaires, tumeurs sur quelques d'*Acropora* et *Porites*). Ces maladies coralliennes concernent les grands massifs de lagon (GML), les platiers interne de lagon (PII), et les récifs de Pente externe (BP et PE) (cf. tableau 2).

Les conditions hydrodynamiques intenses dans cette région favorisent les dégradations mécaniques qui peuvent se traduire par un couvert en débris coralliens important dans les zones peu abritées et en bas des tombant récifaux (La houle et le déferlement des vagues vont casser les coraux dans les 10 à 20 premiers mètres de profondeur).

Les îlots des atolls Chesterfield sont colonisés par de nombreux oiseaux. Le lessivage du guano (déjections des oiseaux) sur les roches et les plages pourrait entraîner des dégradations récifales localisées. Cette pollution chimique naturelle se manifeste principalement sur les platiers récifaux intérieur des îlots car le taux de recouvrement des coraux morts en place, le développement algal et de cyanobactéries sont très important et pourraient être la conséquence d'un apport important de phosphate contenu dans le guano des nombreux oiseaux nichant sur les îlots. Ces dégradations ne sont pas observées du cotés du platier extérieur qui est exposés à des conditions hydrodynamiques plus importantes permettant une dilution plus rapide des apports en phosphate (cf. description Platier récifal interne d'îlot).

NB1 : un **biotope** est un ensemble d'éléments caractérisant un milieu physico-chimique déterminé et uniforme qui héberge une flore, et une faune et des populations de bactéries et autres microbes spécifiques (la biocénose).

NB2 : un **écosystème** désigne l'ensemble formé par une association ou communauté d'êtres vivants (ou biocénose) et son environnement géologique, édaphique, hydrologique, climatique, etc. (Biotope + Biocénose = écosystème)

NB3 : une **biocénose** désigne l'ensemble des êtres vivants coexistant dans un espace défini (le biotope). Un biotope et sa biocénose associée sont en interactions constantes ; ils constituent un écosystème.

Tableau 2-1-2. (Page suivante) Récapitulatif des dégradations observées sur les principaux types récifaux (GML : Grand massif corallien de lagon ; PML : Petits massifs coralliens de Lagon ; PS : Pente sédimentaire ; PSpm : Pente sédimentaire avec petits massifs ; PEI : Platier récifal interne d'îlot ; PEI : Platier récifal externe d'îlot ; BPE : Bord de passe extérieure ; PE : Pente externe). Les mesures d'abondance utilisées lors de cette étude étaient classées de la manière suivante "1" rare, "2" non commun (*uncommon*), "3" commun (pour organisme : plus de 5 spécimens), "4" abondant (pour organisme : plus de 10 spécimens) et "5" dominant (pour organisme : plus de 20 spécimens).

Table 2-1-2. (Following page) Récapitulatif des dégradations observées sur les principaux types récifaux (LP : Lagoon pinnacles ; SRL : Small reefs in the lagoon. ; ISS : Inner sedimentary slope; ISSsc : Inner sedimentary slope featuring small scattered corals at shallow depths ; ORF : Outer reef flat ; OCR : Outer channel edge; OS: Outer slope). Les mesures d'abondance utilisées lors de cette étude étaient classées de la manière suivante "1" rare, "2" non commun (*uncommon*), "3" commun (pour organisme : plus de 5 spécimens), "4" abondant (pour organisme : plus de 10 spécimens) et "5" dominant (pour organisme : plus de 20 spécimens).

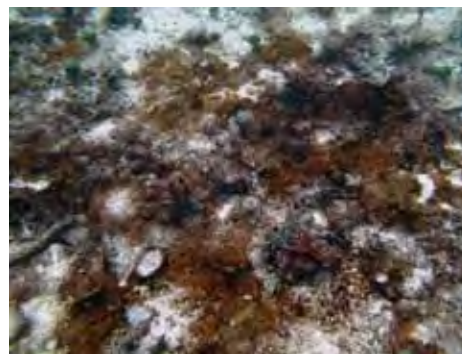
Maladies coralliennes

Planche 2-2-9. Maladies observées sur les coraux des Chesterfield.

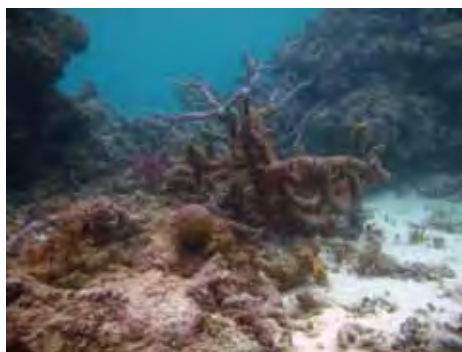
Planche 2-2-9. *Diseases occurring on corals in the Chesterfields.*



Maladie de la bande blanche/*White band disease. Site 15, PE/OS*



Développement de cyanobactéries/*Cyanobacteria proliferation. Site 4, PII/IRF*



Coraux morts en place et développement algal/*Dead corals with algae. Site 17, PII/IRF*



Développement algal dans coraux branchus/*Algae proliferation in branching corals. Site 17, PII/IRF*

3. Discussion – Conclusion

Cette étude représente un point zéro de l'état des récifs de la corne Sud des Chesterfield. Le nombre de sites étudiés est relativement faible puisque certains biotopes ne sont représentés que par un seul site. On peut néanmoins souligner l'impact probable de la présence des oiseaux sur les récifs frangeants des îlots associée à une possible surexploitation des ressources. Les défécations des oiseaux sont riches en phosphates. Ces phosphates s'accumulent sous forme de guano qui est partiellement lessivé vers le lagon lors des épisodes pluvieux. L'enrichissement des eaux du lagon adjacentes aux îlots sur lesquels nichent les oiseaux peut provoquer une recrudescence des algues qui peut également être liée à l'absence de broutage par les poissons herbivores ou de bioturbation par les holothuries (Hughes *et al.* 2003, Skewes, pers com). Le phosphate est également connu pour inhiber la croissance des coraux et réduire la survie des recrues (Ward and Harrison, 1997).

L'ensemble de ces facteurs peut contribuer à la faible couverture en corail dur et la relative importance des algues des récifs frangeants des îlots densément peuplés en oiseaux. Alors que l'apport de phosphate dans le milieu marin par les déjections des oiseaux est un phénomène naturel, l'éventualité d'une surexploitation des ressources marines est une toute autre pression qu'il convient de surveiller. Lors de notre mission, un bateau de Nouvelle-Calédonie était sur place en train de récolter des bûches-de-mer. De plus, des conversations informelles avec des marins nous ont appris que des bateaux de pêche se rendaient régulièrement dans cette zone pour pêcher poissons, holothuries et langoustes. Aucune trace de matériel de pêche n'a cependant été observée lors des différentes plongées.

Il semble important de pouvoir caractériser l'exploitation des ressources marines des Chesterfield et de la limiter/réglementer en accord avec les pêcheurs afin que ces atolls éloignés ne fassent pas l'objet d'une surexploitation facilitée par le peu de surveillance effectuée dans cette zone.

Bibliographie

- Garrigue, C. 1985 – Répartition et production organique et minérale de macrophytes benthiques du lagon de Nouvelle Calédonie .*Thèse de Biologie et physiologie végétale, Université des Sciences et Techniques du Languedoc*, 270 p.
- Hughes, T.; Baird, A.; Bellwood, D.; Card, M.; Connolly, S.; Folke, C.; Grosberg, R.; Hoegh-Guldberg, O.; Jackson, J.; Kleypas, J.; Marshall, P.; Nystrom, M.; Palumbi, S.; Pandolfi, J.; Rosen, B. and Roughgarden, J. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coralreefs. *Science*. 301: 929-933.
- Kulbicki, M., Bargibant G., Menou J.L, Mou Tham G.,

Thollot P., Wantiez L., et Williams J.T, 1994. Evaluations des ressources en poissons du lagon d'Ouvea. In Evaluation des ressources en poissons du lagon d'Ouvéa: 3ème partie: les poissons. *Convention Sciences de la Mer ORSTOM Nouméa* 11 :1-448.

Marshall, J.F., Davies, P.J. 1988 – *Halimeda* bioherms of the northern Great Barrier Reef. *Coral Reefs* , vol .. 6, nO 3/4 : 139-148 c.

McKenna S.A., Baillon N. et Spaggiari, J. (2009). Evaluation rapide de la biodiversité marine des récifs coralliens du lagon Nord-ouest entre Koumac et Yandé, province Nord, Nouvelle-Calédonie. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 53. Conservation International, Arlington, VA, USA.

Rasmussen, C.; Cuff, C. and Hopley, D. 1992. Evidence of anthropogenic disturbances retained in the skeleton of massive corals from Australia's Great Barrier Reef. In: Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium, Guam. 1: 201-210.

Richer de Forges B., Chevillon C., Laboute P., Bargibant G, Menou J.L., Tirard P., 1988. La campagne CORAIL 2 sur le plateau des îles Chesterfield. *Rapports Scientifiques et Techniques, Sciences de la Mer, Biologie Marine ORSTOM*. N°50.

Ward, S. and Harrison, P. 2000. Changes in gametogenesis and fecundity of acroporid corals that were exposed to elevated nitrogen and phosphorus during the ENCORE experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 246: 179-221.

Introduction

The marine biodiversity of the Chesterfield Islands has been sporadically studied through various scientific missions with its biodiversity being principally described in 1988, 1994 and 2008 (Richer de Forges et al. 1988, Kulbicki et al. 1994, Lasne pers. comm.). However, there is no information available on the state of the biodiversity (e.g. health, abundance, and distribution) nor that of commercial or threatened species.

Unlike the main island of New Caledonia, the Chesterfield Islands are uninhabited and free from the typical threats such as deforestation, mining and coastal development found on the main island (McKenna et al. 2009). The only human threat is illegal fishing by foreign vessels and fishing by local boats, but no monitoring of these activities has been done to date.

Chesterfield reefs are potentially exposed to natural threats such as infestations of the crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*), bleaching and cyclones, but these natural threats have not been recorded. This report presents the state of health of the Chesterfield lagoon through the description of 20 sites. It provides a snapshot of the status or health of the coral reefs and a baseline in order to monitor their condition in years to come.

1. Materials and Methods

Data on the substrates and benthic biota were collected at each study site. The inventory of the benthos was conducted on transects as described in English *et al.* (2000). Here's a brief summary: a 100 m transect tape was placed along the bottom as close as possible to the reef biota / substrate. Two transects of 100 meters were positioned at two of the three possible depth levels depending on the structure and topography of the reef. The three depth levels were < 6 m (shallow), 6-10 m (average depth), or ≥ 12 m (deep). On some sites, it was not possible to place transects and to conduct an inventory at two different depth levels due to either hydrodynamic conditions being too rough or the reef topography was limited in depth. In this case, the inventory was conducted on only one depth level. Biota / substrate are marked every 50 cm along segments of 20 m, or 40 sampling points. At each sample point, substrate type / biota is identified or characterized as follows: hard coral (HC), soft coral (SC), dead coral (DC), sponge (SP), macroalgae (ma), calcareous algae (CA), turf algae (TA), coral debris or rubble (RB), other, mud/silt, and bare substrate (BS).

The category "turf algae" includes turf algae, filamentous algae and cyano-bacteria living on the substrate. The

"other" category includes invertebrates such as tunicates, sea stars, sea cucumbers, etc. After the inventory of the first 20 m segment along the 100 m transect is complete, the diver skips a 5 m section and then continues the inventory on a new segment of 20 m (40 points). This protocol allows for replication within each transect of 100 m, located at different depths, with four segments of 20 m sampled every 50 cm. Any visible damage, threats and disturbances is noted. As the study sites are generally unaffected by human activities except for fishing, our research focused on the damage resulting from the occurrence of hurricanes, predation, bleaching or coral diseases than on impacts from fishing activities or craft. The damage to coral caused by predators such as *Acanthaster planci*, *Drupella cornus* are highlighted by the presence and abundance of these predators or by the feeding scars that is left behind on the coral from their activity. The iconic marine wildlife and marine species on the IUCN Red List, including sharks, manta rays, giant clams, turtles, dugongs, etc. were recorded as well if observed. The term bleaching refers to the discoloration of the coral tissue. The number of colonies showing signs of bleaching and the level of tissue discoloration is noted to indicate the extent of bleaching on a reef.

Pathogens or diseases of the coral could also be observed on hard and soft coral. Some diseases are identified by symptoms such as a separate distinct band of tissue color or a particular trace of discoloration on the surface of hard and soft coral. Thus, the white band disease on hard corals is identified by a white band across the visible head of coral. The skeleton is clearly visible behind the band where the coral tissue is dead and gone. The surface of coral appears normal on the other side of the strip. Other diseases observed were necrosis or death (sometimes partial) of the polyps or part of the coral tissue. Tumors were noted by abnormal polyp growth or growth anomalies in comparison to the normal growth and appearance of the polyps.

Signs indicating the presence of threats or pressure from fishing or eutrophication can be observed as well. The abundance of algae combined with low coral cover can be a significant indicator of pollution /eutrophication on coral reefs. However, we must take into account the population of herbivores and the type of algae (macro-algae, turf, filamentous) or limestone present. The presence of intense activity by fishers or low abundance of targeted species (e.g. sea cucumbers or grouper) on the reef can be an indication of significant fishing pressure, but the frequency and intensity of the use of these resources as well as the abundance of stocks require additional specific investigations and follow-up to obtain quantitative data.

These types of threats and disturbance must be defined more precisely by direct measurement of specific parameters (e.g. nutrients in the water column, stock abundance and fishing, sediment coverage of biota / substrate) over a period of at least one year.

The survey method used here is based on that of Conservation International's Rapid Assessment Program methodology and is used as a tool to make preliminary observations. This is an important first step in identifying the existence of any threat or pressure and subsequent action in terms of research, threat mitigation, monitoring and management.

2. Results

The Profile and rate of coverage at the sites .

Outer Slope

The outer slope southwest of Chesterfield is composed of several geomorphic units that occur from the top to the bottom of the reef slope as follows: a) reef barrier reef system with spurs and grooves perpendicular to the reef b) reef with a barrier reef system of spurs and grooves parallel to the reef c) the vertical to a sub-vertical drop between a depth of 20 and 45 m and d) reef slope.

The uppermost zone or barrier reef flat (a) is composed of a system of spurs and grooves that are perpendicular to the reef (2-5 m depth). This area is subject to breaking waves and swells (oxygenation of surface water) and the biota covering this area was composed specifically of encrusting coralline algae and scleractinian corals with robust forms. The bottom of the groove contained an accumulation of rock, coral debris or sand and many unattached corals.

In the depths of 5 to 16 m, the reef flat (b) continues over a long distance (about 150 to 200 m) with a slope that has a coral reef system built of spurs and grooves. The spurs have a high coral cover because they are in depths of more production with higher coral growth. The outer slope with depth between 20 and 45 m (c) is a vertical to sub-vertical drop, consisting of many overhangs and crevices in the hard pavement. This portion of the barrier reef contains a richness of particular importance. A steeper slope with an accumulation of coral debris (d) that has fallen to the bottom is present, the coral formations becomes more diffuse with depth. The substrata are then replaced with descent to that of sand, rock and some coral debris.

The hard coral cover ranged from 32% at site 18 to 44% at site 15 and the soft coral cover was 12% at site 18 to 25% at site 15. The composition of the substrata is relatively homogeneous on the three outer slopes studied at a depth of 13 meters.

Site 18 is located opposite Long Island while site 13 faces a small sandy island. This difference in composition of the substrata is found to 6 m, site 18 is near the pass of Long Island where the hydrodynamic conditions

must be relatively more intense and will encourage the development of soft corals. Mechanical damage on hard corals is also very important and results in the exposed bare skeleton or "wound" being colonized by turf algae.

Moreover, despite the re-distribution of water caused by tidal currents, one can speculate that Long Island is a source of nutrients, the faeces of many birds that nest on this island will result in an intake of phosphate in the upper layer of water, thus promoting the growth of the turf algae at the expense of corals and coralline algae on this site.

Channel edge

The channel edge is part of the structure of the outer barrier reef. The uppermost part is exposed to intense hydrodynamic agents (waves, swell and tidal currents). It follows a system of spurs and deep furrows perpendicular to the reef (2-5 m deep) that allows seawater to be exchanged between the ocean and lagoon. The bottom of the groove is limestone pavement where sand accumulates in the protected reef areas whereas rock and debris accumulate in the exposed reef areas. The summit area of the channel edge continues and then passes through a system of spurs and grooves parallel to the reef.

The channel edge site 12 is similar in composition to the outer slope site 18 to 6 m with a lower hard coral cover and a slightly higher amount of substrata covered with the soft coral, turf algae and macro algae. Additionally, in this case the proximity of the islands with many birds will influence this site (12) due to the input of phosphate that facilitates algal growth at the expense of the corals.

The development or construction of reef-building hard corals is restricted by the strong hydrodynamics of the area. Species of soft coral and coralline algae, (e.g. *Lobophytum*) are more adapted to these environmental conditions. The development of turf algae will be promoted by the hard substrata made available by the mechanical damage to the coral tissue

Inner Reef Flat

This reef zone is relatively sheltered, but the upper part of the reef is beaten by the breaking waves. This area consists of a flat pavement mainly colonized by calcareous algae (coralline algae) where limestone portions of the reef and coral debris has been torn away by the waves. The coral cover is very low, one can also find cyanobacteria dispersed in small patches.

Sites 4, 7 and 11 consist mainly of sand covering between 40% to 50% of the benthic composition while sites 14 and 17 have a mixed composition of coral, algae and sand. Sites 4, 7 and 11 are however different in regards to the rest of their benthic composition. While site 7 has hard coral cover up to 17% and turf algae cover at 14%, site 4 has no coralline algae present, but uniquely has turf algae covering up to 40% of the substrata. For site 11 coralline

algae dominates the benthic composition with 21% coverage.

Sites 14 and 17 have similar compositions with the highest benthic cover for coral and coralline algae, site 14 has 25% and 36% respectively compared to site 17 with 15% and 11% respectively. The benthic cover for sand, macro algae and turf algae is higher at site 17 with 22%, 22%, and 17% respectively compared to site 14 with 8%, 17% and 12% respectively.

Sites 4, 7 and 11 are located inside the lagoon while sites 14 and 17 are close to passing, that portion of the island for the site 14 and that of Long Island for the site 17.

Site 4 is on the inner reef that borders the Anchorage islets. These islets are large and densely populated by seabirds compared with the islets that are near sites 7 and 11. The high benthic coverage by turf algae at site 4 could be explained by the input of nutrients from bird droppings. The influence of these inputs is probably accentuated by the fact that site 4 is not close to a pass that could generate currents to allow the dilution and removal of the nutrients.

Outer Reef Flat

Generally the beach side area is composed of beach rock (indurated sand) that is sparsely colonized by corals. The sandy zone continues with a gentle slope where reefs occur that are built of small corals with lots of debris present (surf zone waves). This intermediate area, approximately fifty meters wide is actually made up of pavement containing loose substrate deposited by the hydrodynamic agents. This intermediate zone is the interface between the beach and the outer reef flat. This zone was colonized by a few coral species, but large massive coral grows in abundance on the pavement. The inner front of the reef flat is the part where the largest species richness occurs. On the top of the reef, the surf and tidal currents are very important and coral cover was observed to be very low.

This station was located at the beginning of the sedimentary slope of the lagoon with a depth range between 6 to 10 m. A great expanse of carbonate sand occurs with a slope of 10° where coral debris and many sea cucumbers are found. The area was colonized by corals to only 7 m deep. The coverage and species diversity of the corals was low.

One site for the inner sedimentary slope was investigated because it is of interest as a habitat for sea cucumbers. This site is composed entirely of sand.

Inner sedimentary slope featuring small scattered corals in shallow depth (3–10 m)

The reef structures are scattered over a very gentle slope consisting of fine carbonate sand where coral debris covers a very large proportion of the area. Hydrodynamic conditions are generally calm in this part of the lagoon,

but during heavy swells and storms this shallow reef area is not sheltered. Many single massive species of a small size are vulnerable to changing environmental conditions that results in consistent mechanical degradation.

On the other hand, some sections have coral heads measuring over ten meters in diameter and between two to three meters tall that are scattered on the inner sedimentary slope. The coral heads are mainly covered by green algae but small coral colonies occur through this cover.

Small reefs in the lagoon at depth of 17 meters

The reef structures are scattered over a very gentle slope composed of carbonate sand. These reef structures have surface areas from 10 m to 15 m in diameter and rarely exceed two meters in height. These small reefs are mainly covered by green algae but small coral colonies also occur here. Species richness of coral is particularly high here and the corals are mainly concentrated on the hard substrate. On all the major stretches of carbonate sand where some coral debris lies, the organisms are of low diversity (some thallus of *Halimeda* and many sea cucumbers).

Chart 8: Average composition of the substrata on the small reef in the lagoon at 17 m. HC = hard coral, MA= macro algae; SD = sand. The bars represent the standard error.

Two sites characterized by the presence of small coral on the bottom and a sedimentary slope were studied, one shallow (3-10 m) and the other to a greater depth of 17 meters. At the shallow site, only debris was recorded, whereas at greater depth the presence, albeit small of hard coral (<5%) and macro algae was noted.

Lagoon Pinnacles

The intermediate reefs are built of coral structures that are massive and elongated or truncated (vertical) in form. Some of these reefs reach the surface and have steep walls. The base of these structures is flooded by the detrital substrata that connects the sedimentary formations of the lagoon. Coral development predominantly occurs on the steep slopes. Away from the mass or pinnacle the sandy carbonate bottom of the lagoon is covered by debris and a few small thallus of green algae and echinoderms, sea cucumbers and starfish.

The hard coral cover is relatively consistent for the four pinnacle sites studied to a depth of 13 m with coverage ranging between 10% and 20%. Coverage of soft coral was observed to be 10% at site 5. The same site has a collection of coralline algae significantly higher than in other sites with more than 40% recovery while the other sites ranged from 6% at site 8 and 17% at site 19. The macro-algae coverage found at sites 1 and 8 was 25% whereas coverage at site 19 was 40%. This macro-algae category is composed of calcareous algae, (e.g. *Halimeda*) which have an important role in the production of calcium carbonate which at times

produces very large sedimentary deposits (Garrigue, 1985, Marshall and Davies, 1988) and a green algae, *Microdictyon umbilicatum* that is commonly encountered on the reefs of Australia and the Pacific (algaebase.org).

The crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*) were observed on site 8 and appeared to have devastated a large part of the massive corals.

Benthic composition is broadly similar on the lagoon pinnacle sites studied to a depth of 6 m. The benthic composition was observed to consist of hard coral, soft coral, coralline algae and with turf algae only found at site 8. However, the distribution of these categories was noted to be different at the three sites. At the site 1, hard coral cover dominated the substrata covering 51%. At site 5, the hard coral cover was slightly above 30%, whereas soft coral covered almost 20% and coralline algae dominated the substrata with more than 40% coverage. These differences in composition and coverage are related to exposure to the hydrodynamic agents. The coral reefs are distributed randomly in the lagoon, are at different depths with some exposed whereas some are deep. Their structures are of different sizes and shapes. Some are in more confined areas of the lagoon whereas others are close to passing currents that cause re-suspension of sediment and decrease the availability of light. Moreover, the presence of predators will influence coral recovery following *Acanthaster planci* outbreaks. Calcareous algae and soft corals will grow more easily on bare substrata than hard corals.

All these differences create very specific conditions for the micro-environments of each of these pinnacle reefs that are the origin of the observed variations in benthic composition.

Reef Degradation

- Predators such as *Acanthaster planci*, *Culcita* (cushion star) and molluscs (*Drupella*) were observed to be present in low numbers on some reefs. Some specimens were observed on the large pinnacles (LP), on the channel edge (CE). These organisms leave behind white dead coral colonies that are then re-colonized by coralline algae and sponges (many dead corals in place).
- The boring sponges, *Cliona orientalis* and *C. jullieni* were not observed to be significantly present on the reef sites surveyed (some observed encrusting coral colonies).
- A few coral diseases were observed (necrosis on *Acropora* colonies, white band disease on tabular *Acropora* colony, and a few tumors on colonies of *Acropora* and *Porites*). These diseases were present in the lagoon pinnacles (GML), the inner reef flat (IRF) and the outer reef slope (OS (see Table3-2).
- The intense hydrodynamic conditions in this region favor the mechanical damage that can result in significant coral debris that falls down from the reef

covering some of sheltered areas (the swell and breaking waves will break corals in the first 10 to 20 meters deep).

- The Chesterfields are inhabited by many birds. Leaching of guano (bird droppings) on the rocks and beaches could cause localized reef degradation. This natural chemical pollution occurs mainly on reef flats within the island because the recovery rate of dead coral in place, development of algal and cyanobacteria are very important and could be the result of a substantial infusion of phosphate in guano. Many of the birds nesting on the islands. These impairments are not observed on the sides of the reef outside the sides of the reef which is exposed to larger hydrodynamic conditions allowing faster dilution of phosphate intake (see description of internal reef flat island).

3. Discussion – Conclusion

This study represents a starting baseline point for the state of reefs in the southern part of the Chesterfields. The number of sites is comparatively low since some habitats are represented by a single site. One can nevertheless point out the likely impact of the presence of birds on the fringing reefs of islands associated with a possible overexploitation of resources. Bird droppings are rich in phosphates. These phosphates accumulate in the form of guano which is partially leached into the lagoon during the rainy periods. The enrichment of the lagoon adjacent to the islets where birds nest can cause an outbreak of algae which can also be linked to lack of grazing by herbivorous fish or bioturbation by sea cucumbers (Hughes *et al.* 2003, Skewes, pers. com). Phosphate is also known to inhibit the growth of corals and reduce the survival of recruits (Ward and Harrison, 1997).

All these factors may contribute to the low hard coral cover and the relative importance of algal on the fringing reefs of the islands that are densely populated by birds. While the contribution of phosphate in the marine environment from bird droppings is a natural phenomenon, the possibility of overexploitation of marine resources is a different pressure to be monitored. During our mission, a boat from New Caledonia was on site trying to collect sea cucumbers for the beche-de-mer trade. Additionally, through informal conversations with sailors, we have learned that fishing boats regularly visit the area to catch fish and glean sea cucumbers and lobsters. However, no trace of fishing equipment was observed during the various dives on this survey.

It seems important to characterize the exploitation of marine resources in the Chesterfields and to limit and regulate this activity in accordance with the fishermen so that these remote atolls are not subject to continued exploitation facilitated by the lack of surveillance in this area.



Schannel van Dijken

Coraux affleurant sur le récif frangeant externe (côté océan) d'un îlot de la barrière des Chesterfield

Corals almost surfacing on the seaward part (ocean side) of the fringing reef of an islet of the Chesterfield barrier

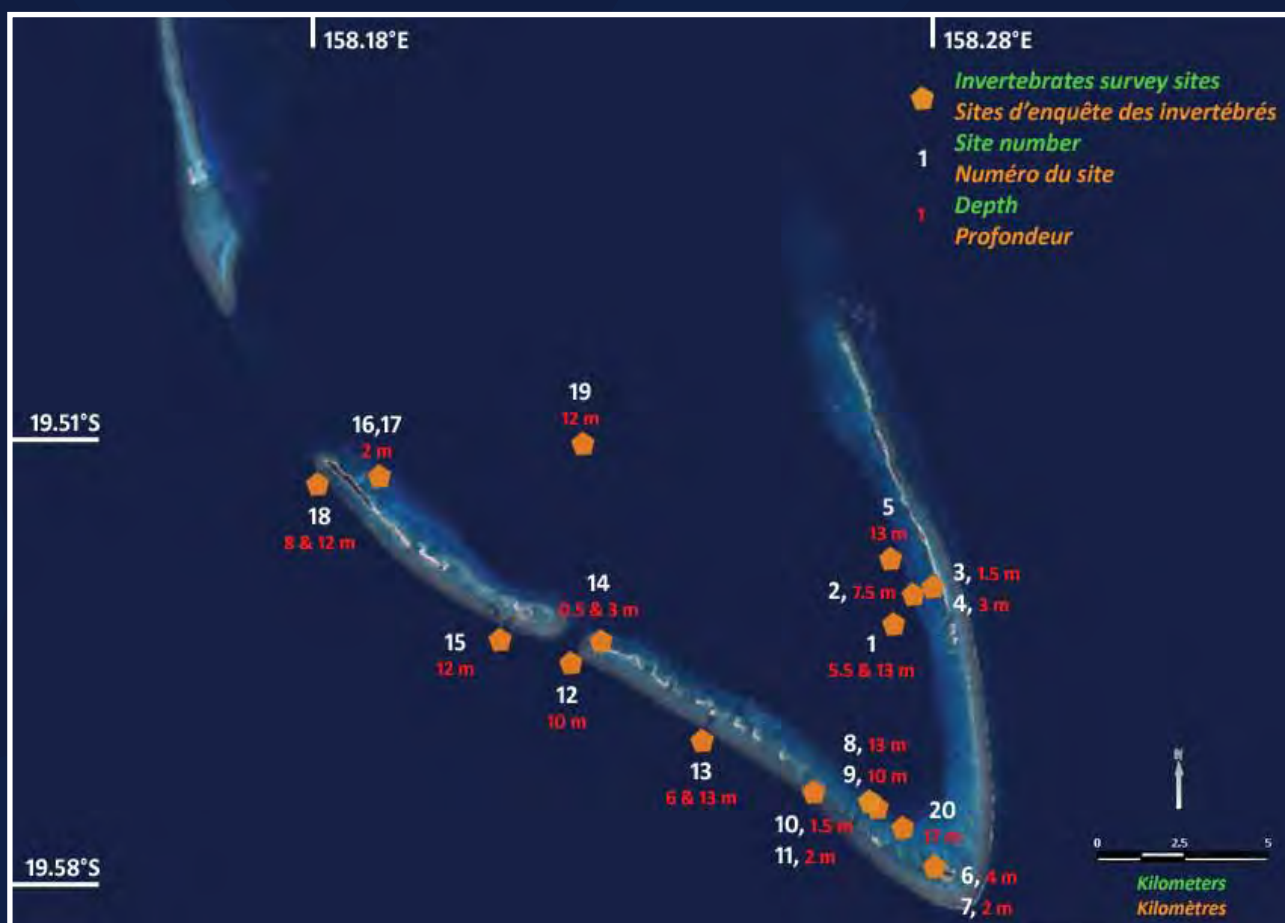


Figure 3-1. Localisation des sites d'observation pour l'étude des invertébrés d'intérêt commercial. Les profondeurs sont indiquées pour chaque site.

Figure 3-1. location of the study for the assessment of the invertebrates with a commercial interest. The depth is also mentioned for each site.

LES ESPÈCES D'INVERTÉBRÉS MARINS D'INTÉRÊT COMMERCIAL

MARINE INVERTEBRATES SPECIES OF COMMERCIAL VALUE

RÉSUMÉ

Trois invertébrés marins font l'objet d'une exploitation commerciale aux Chesterfield : il s'agit d'holothuries (Holothuridés et Stichopodidés), de trocas (*Trochus niloticus*) et de bénitiers (*Tridacna* spp.). La mission CHESTER 2010 a permis d'effectuer des comptages sur un total de 20 sites dont la profondeur maximale était de 12 m, excepté un site situé à une profondeur de 17 m dans le lagon intérieur. Treize espèces d'holothuries ont été recensées, dont *Bohadschia vitiensis*, une espèce à valeur commerciale moyenne, qui présentait les densités les plus élevées. Les densités des autres espèces commerciales d'holothuries étaient faibles. Seulement deux spécimens de *Trochus niloticus* vivants ont été observés sur la totalité des transects; plusieurs trocas morts ont été trouvés ainsi que de nombreux spécimens d'une espèce, sans aucune valeur commerciale, apparentée aux trocas (*Tectus pyramis*). Quatre espèces de bénitiers ont été recensées, *Tridacna maxima* étant l'espèce la plus commune. Sur la base des densités calculées et en matière de gestion durable des stocks existants, il est préconisé à ce stade une interdiction de la pêche aux trocas et la mise en place de quotas pour les holothuries et les bénitiers. Les stocks de ces invertébrés aux Chesterfield sont supérieurs à ceux de la Grande Terre, mais il n'en reste pas moins vulnérables à une potentielle surpêche qui a été constatée dans le reste de la Nouvelle-Calédonie, engageant à la prudence. Des missions supplémentaires d'inventaire sont requises pour fixer au mieux ces quotas, incluant une plus large zone et des plongées à une profondeur supérieure à 12 m.

ABSTRACT

Three marine invertebrates are commercially exploited in the Chesterfield reefs: sea cucumbers (Holothuridae and Stichopodidae), trochus (*Trochus niloticus*) and giant clams (*Tridacna* spp.). The CHESTER2010 mission allowed underwater Visual Censuses in a total of 20 sites to a maximal depth of 12 m, with one inner-lagoon site surveyed at 17 m. Thirteen species of sea cucumbers were recorded, with *Bohadschia vitiensis*, a medium commercial value species, showing the highest densities. Densities of other commercial sea cucumber species were low. Only two live *Trochus niloticus* were observed in transects, though several dead shells and many False trochus (*Tectus pyramis*), with no commercial interest, were found. Four species of giant clams were recorded, with *Tridacna maxima* being the most common species. Based on the calculated densities and in terms of sustainable management, it is so far recommended to ban the fishing of trochus and to implement quotas on giant clams and Holothurians. The stock of commercial invertebrates in the Chesterfield reefs are indeed higher than in the Grande Terre, but they still remain vulnerable to an overfishing, as it was witnessed in New Caledonia, calling for a precautionary approach. Complementary inventories are needed in order to assess these quotas, including a broader area and diving depths below 12 meters.

Photo@ E. CLUA



Introduction

Les études sur la biodiversité marine sont habituellement effectuées pour générer des listes taxonomiques des espèces rencontrées sur un site donné. Bien que cette information soit intrinsèquement importante, elle n'est souvent pas très utile pour expliquer l'abondance de la population ou pour produire des informations pertinentes à des fins de gestion.

L'état du stock, généralement exprimé comme le niveau d'épuisement par rapport au niveau d'origine, est difficile à évaluer à partir d'une enquête unique et plus encore, une enquête qui a une couverture limitée sur divers types d'habitats (voir Skewes *et al.* 1999, 2002, 2003, 2004a, pour des méthodes appropriées d'évaluation des stocks et leur application). Des évaluations répétées du stock ainsi que des connaissances sur les niveaux passés et actuels de l'exploitation, sont nécessaires afin de donner des conseils pour une bonne gestion, donner une conclusion sur l'abondance des stocks et son évolution au cours du temps, ainsi que de formuler des stratégies de gestion à long terme.

En raison du nombre limité des sites étudiés et de l'absence de données reproductibles ou d'informations détaillées sur l'effort de pêche des invertébrés marins ciblés dans les îles Chesterfield, les informations présentées dans ce chapitre ne donnent qu'un sommaire aperçu. Ces informations ne peuvent pas être utilisées pour évaluer sans équivoque l'état actuel et l'évolution des populations d'invertébrés marins ciblés, en particulier, depuis que la distribution spatiale de chaque espèce est affectée par la disponibilité et la préférence de l'habitat, ainsi que par la pression de pêche.

1. Méthodes

1.1 Localisation de l'étude

Les îles Chesterfield sont un ensemble de récifs allongés, qui entourent un lagon profond, semi-protégé. Les récifs à l'ouest et au nord-ouest sont connus sous le nom de « récifs des Chesterfield », ceux à l'est et au nord sont appelés les « récifs Bampton ». Les îles Chesterfield ont une envergure d'environ 120 km de long (du nord-est au sud-ouest) et 70 km de large (d'est en ouest).

De nombreux cayes se trouvent entre les récifs de Chesterfield et de Bampton: Loop Islet, Renard Cay, Skeleton Cay, Bennett Island, Passage Islet, Long Island, Avon Isles, Anchorage Islets et Bampton Island.

1.2 Inventaires antérieurs

Les inventaires antérieurs des espèces ciblées d'invertébrés marins de Nouvelle-Calédonie ont été effectués sur :

- la côte nord-est, dans la région du mont Panié (Pouébo et Hienghène), à travers un RAP de la Province Nord (Lindsay et McKenna 2006);
- la côte nord-ouest (Poum et Koumac) de la Province Nord, grâce également au programme d'évaluation rapide appuyé par le CRISP (Vieux 2009);
- cinquante sites sur le lagon et la barrière de corail dans les Provinces Nord et Sud grâce au programme WorldFish Centre et ZoNéCo (Purcell *et al.* 2009a.), et
- les sites de Ouassé, Thio, Luengoni, Oundjo et Moindou grâce au projet PROCFish/C appuyé par le Secrétariat de la Communauté du Pacifique (CPS) (Kronen *et al.* 2009).

Il n'y a pas eu d'inventaires antérieurs sur les invertébrés marins dans les îles Chesterfield, mais il y a eu quelques listes taxonomiques établies sur les espèces de poissons (Kublicki *et al.* 1990) et de stomatopodes (Richer de Forges et Moosa 1992, Ahyong 2006).

1.3 Collecte et analyse des données

La collecte des données concernant les invertébrés marins a été réalisée sur une période d'une semaine (seulement le jour) du 11 au 17 août 2010, selon la méthode des transects en bande (English *et al.* 1997). Un ruban de 100 m de longueur a été placé sur le récif et les zones situées 2,5 m à gauche et à droite du transect (soit une largeur totale de 5 m) ont été recensées, donnant une superficie totale de la zone étudiée de 500 m².

Les transects ont été positionnés à des profondeurs de 0–4 m pour les sites du lagon peu profond (côtés sous le vent et au vent des atolls et/ou des cayes, 9 sites ; un transect était au niveau de la mer le long de l'estran), de 5,5–13 m pour les récifs lagonaires (complexes de massifs coralliens, 9 sites), de 6–13 m pour les lagons extérieurs (pente externe et passes, 2 sites), et de 7,5–17 m pour le lagon plus profond (sable, 3 sites) (Tab. 3-1, page suivante).

Tableau 3-1. Classification des types de sites et de transects.

Table 3-1. Classification of survey site types and transects.

Type de site/ survey site type	Numéro du site (profondeur en m)/ site number (depth in m)	Nombre de sites/ number of sites	Nombre de transects/ number of transects	Superficie totale étudiée (m ²)/ Total area surveyed (m ²)
Lagon peu profond (petits complexes de massifs coralliens et sable)/ shallow lagoon (small patch reef and sand)	3 (1 m), 4 (0 m, 3 m), 6 (4 m), 7 (2 m), 10 (1,5 m), 11 (2 m), 14 (0,5–3 m), 16 (2 m), 17 (2 m)	9	10	5 000
Récifs lagunaires/ lagoon reef	1 (13 m), 5 (13 m, 5.5 m), 8 (13 m, 6 m), 15 (12 m), 18 (12 m, 6 m), 19 (12 m)	6	9	4 500
Tombants récifaux externes/ Outer-lagoon reefs	12 (10 m), 13 (13 m, 6 m)	2	3	1 500
Lagon plus profond (sable)/ Deeper lagoon (sand)	2 (7,5 m), 9 (10 m), 20 (17 m)	3	3	1 500
Total		20	25	12 500

Le long de chaque transect, le nombre d'invertébrés marins ciblés a été recensé (voir l'Annexe 3-1 pour plus de détails). Lorsque deux profondeurs étaient échantillonnées sur un même site, les transects étaient différenciés par le numéro du site suivi de la profondeur en mètres.

Les densités de la population par site ont été calculées en convertissant tout d'abord le nombre de mètres carrés en hectares, puis en divisant le nombre d'individus observés par la superficie étudiée.

2. Résultats

2.1 Holothuries

Les espèces ciblées d'holothuries ont généralement les parois du corps épaisses et appartiennent à l'Ordre Aspidochirotida (voir l'Annexe 3-2 pour les caractéristiques de certaines espèces commerciales d'holothuries). Dans cet Ordre, seules les familles Holothuriidae (genres *Actinopyga*, *Bohadschia*, *Pearsonothuria* et *Holothuria*) et Stichopodidae (genres *Stichopus* et *Thelenota*) sont récoltées et exportées vers les marchés d'outre-mer (Kinch *et al.* 2008).

Il existe 35 espèces connues d'holothuries utilisées pour la production de bêche-de-mer dans la région des îles du Pacifique, mais ce chiffre pourrait aller jusqu'à 57 espèces si les erreurs d'identification des espèces étaient prises en considération (Kinch *et al.* 2008).

La pêche d'holothuries en Nouvelle-Calédonie a commencé dans les années 1840 (Cheyne 1852, Conand 1990, Kinch *et al.* 2008) avec 25 espèces d'holothuries recensées comme ayant été récoltées et exportées dans le passé (Kinch *et al.* 2008). Aujourd'hui, cette pêche se concentre essentiellement sur 12 espèces principales pour l'exportation depuis la Nouvelle-Calédonie. Les espèces capturées en grand nombre sont *Holothuria scabra*, *H. whitmaei*, *Actinopyga miliaris*, *A. spinea* et *Thelenota ananas*. Les espèces capturées en quantités modérées sont *Actinopyga echinites*, *A. mauritiana*, *A. palauensis*, *Holothuria lessoni* (anciennement *H. scabra* var. *versicolor*), *H. fuscogilva*, *Stichopus chloronotus* et *S. hermanni* (Kinch *et al.* 2008, Purcell *et al.* 2009a).

Au cours de l'inventaire des îles Chesterfield, un total de 12 espèces d'holothuries a été observé sur les 20 sites étudiés (Tab. 3-2, annexe 3-2). Ces espèces étaient *Actinopyga lecanora*, *A. mauritiana*, *A. miliaris*, *A. palauensis*, *Bohadschia argus*, *B. vitiensis*, *Holothuria atra*, *H. difficilis*, *H. fuscogilva*, *H. fuscopunctata*, *H. whitmaei*, *Stichopus hermanni* et *Thelenota ananas*. A noter que l'espèce *H. difficilis* a été observée hors transect mais peut être répertoriée comme espèce présente.

De toutes les espèces d'holothuries observées, *Bohadschia vitiensis* a été l'espèce observée la plus ubiquiste, elle a été enregistrée en grande abondance dans les sites du lagon intérieur peu profond (Tableau 3-2). Des milliers de juvéniles *B. argus* ont également été observés, recrutés le plus vraisemblablement par l'action des vagues et des vents dominants sur

l'estran rocheux de la plage, ce qui a formé de petites intensifications sur le lagon intérieur de l'île Longue. Toutes les autres espèces ont été recensées en faible nombre (Tableau 3-2). Plusieurs *Thelenota anax* ont été observés hors du transect dans les sites sableux du lagon intérieur. Un spécimen d'*Actinopyga flammea* a également été signalé à une profondeur de 40 m sur la pente externe du récif.

Les holothuries de Nouvelle-Calédonie ont été bien documentées par Conand (1989), qui a trouvé au cours de ses recherches une forte abondance pour de nombreuses espèces d'holothuries (voir l'Annexe 3-3 pour les densités précédentes des holothuries enregistrées en Nouvelle-Calédonie). Les densités observées dans la présente étude sont inférieures à celles enregistrées dans d'autres régions de Nouvelle-

Calédonie par Conand (1989, 1990, Kronen *et al.* 2009, Purcell *et al.* 2009a).

Purcell *et al.* (2009a), dans le cadre du projet WorldFish/ ZoNeCo, a généralement trouvé de faibles densités pour les espèces d'holothuries ayant une valeur commerciale, mais il lui est arrivé de trouver des parcelles denses de certaines espèces, telles que *Actinopyga palauensis*, *A. spinea*, *Stichopus chloronotus*, *S. hermanni*, *S. horrens* et *Thelenota ananas* (Annexe 3-3). Lindsay et McKenna (2006) et Vieux (2009) ont observé, lors des prospections de 2004 et 2009 dans la Province Nord, de faibles densités en particulier pour *Holothuria whitmaei* et *Thelenota ananas*. Les enquêtes du projet PROCFish/C (Kronen *et al.* 2009) ont trouvé que les stocks d'holothuries ne sont que marginalement affectés par la récolte à Ouassé, Thio, Oundjo et Luengoni, avec une pression modérée à forte sur les stocks à Moindou (Annexe 3-3).

Tableau 3-2. Nombre d'holothuries (Nb) et densités moyennes (individus/ha) dans les quatre types d'habitat. Les colonnes vides indiquent qu'aucun individu de l'espèce n'a été observé au cours de la période d'échantillonnage.

NB: une treizième espèce d'holothurie a été identifiée sur un frangeant de récif d'îlot en dehors des transects mais doit être mentionnée, il s'agit de *Holothuria difficilis*.

Table 3-2. Number of individual sea cucumbers (No.) and average densities (individuals/ha) in the four survey site types. Blank columns indicate that no individual of that species was observed during the sampling period.

NB: a thirteenth species of holothurian was identified on the fringing reef of an islet out of the transects but must be mentioned; it was *Holothuria difficilis*.

Espèces/ species	Lagon peu profond/ shallow lagoon (0,5 ha)		Récifs lagunaires/ lagoon reefs (0,45 ha)		Récifs lagunaires extérieurs/ Outer lagoon reefs (0,15 ha)		Lagon plus profond / Deeper lagoon (0,15 ha)	
	Nb	Densité/ Density	Nb	Densité/ Density	Nb	Densité/ Density	Nb	Densité/ Density
<i>Actinopyga lecanora</i>			2	4,44				
<i>A. mauritiana</i>	5	10,00						
<i>A. miliaris</i>			3	6,67				
<i>A. palauensis</i>			2	4,44	1	6,67		
<i>Bohadschia argus</i>	12	24,00	2	4,44				
<i>B. vitiensis</i>	64	128,00	11	24,44			137	913,33
<i>Holothuria atra</i>	3	6,00						
<i>H. fuscogilva</i>	1	2,00	2	4,44	1	6,67		
<i>H. fuscopunctata</i>			6	13,33			4	26,67
<i>H. whitmaei</i>	3	6,00	1	2,22				
<i>Stichopus hermanni</i>			1	2,22			2	13,33
<i>Thelenota ananas</i>			4	8,89				

L'abondance d'holothuries aux îles Chesterfield était généralement plus faible que celles trouvées par Kronen *et al.* (2009), à l'exception de *Bohadschia vitiensis*, qui avaient une abondance très élevée. Les abondances de *Holothuria fuscogilva* et *H. fuscopunctata* étaient similaires à celles enregistrées par Kronen *et al.* (2009).

L'analyse des statistiques de l'exportation des holothuries a montré une augmentation concomitante avec les captures des espèces habitant les récifs (Purcell *et al.* 2009a). En outre, l'analyse du poids moyen du corps des holothuries (Purcell *et al.* 2009) suggère que les holothuries récoltées aux îles Chesterfield sont plus petites que celles provenant des Provinces Nord et Sud, et sont beaucoup plus petites encore que celles ayant un poids W90 d'environ 3 000 g, poids correspondant à la maturité de la plupart des spécimens (Conand 1989). Certaines espèces, à savoir *Holothuria fuscogilva*, *Actinopyga mauritiana* et *Thelenota ananas*, semblent surexploitées dans les îles Chesterfield, aux vues de la taille des spécimens. Les pêcheurs visitant ces îles récoltent maintenant de plus petits individus, qui sont soit pas ou à peine matures (Purcell *et al.* 2009).

La récolte commerciale des holothuries (et autres invertébrés marins) a certainement lieu dans les îles Chesterfield, comme en témoignait la présence d'un navire de pêche en poste à l'île Longue pendant toute la durée de l'étude. Purcell *et al.* (2009a) ont signalé que la pêcherie d'holothuries en Nouvelle-Calédonie fonctionnait à deux niveaux, (1) le premier niveau avec un réseau de pêcheurs du village qui collectent à pied sur les platiers ou qui plongent en utilisant de petits bateaux, (2) le second niveau avec une pêcherie presque semi-industrielle, les pêcheurs utilisant des bateaux de grande taille (10–20 m de longueur). Ces derniers sont basés en dehors de la Province Sud, les pêcheurs salent systématiquement les holothuries fraîchement pêchées, puis les font bouillir et sécher de retour sur la Grande Terre (Purcell *et al.* 2009a).

Actuellement, un seul navire est « officiellement » licencié (voir ci-dessous) pour « pêcher » dans les îles Chesterfield, mais il est reconnu que quatre autres navires ont également la taille et la capacité d'y aller (Gossuin Pers. Comm.).

Il est difficile d'obtenir des chiffres sur les captures réelles en Nouvelle-Calédonie (Etaix-Bonnin 1999, Conand et Hoffschir 1991, Conand et la CPS 1996, Kinch *et al.* 2008, Purcell *et al.* 2009; voir l'annexe 3-4 pour plus de détails sur les exportations de bêche-de-mer en provenance de Nouvelle-Calédonie (1983–2004)). En 2007, la valeur rapportée des exportations de bêche-de-mer depuis la Nouvelle-Calédonie était d'environ USD 5,3 millions, soit deux fois celle de la valeur des exportations de thon, ce qui en fait la deuxième plus importante après les crevettes d'élevage (Purcell *et al.* 2009). Ainsi, la pêcherie d'holothuries en Nouvelle-Calédonie et aux îles Chesterfield exige une plus grande gestion car un déclin

de celle-ci signifierait une perte dramatique pour les revenus nationaux.

2.2 Trocas

Les trocas (*Trochus niloticus*) sont des mollusques gastéropodes marins associés au récif, qui se trouvent naturellement dans une vaste zone de l'océan indo-pacifique. Ils sont récoltés à la fois pour la subsistance et à des fins commerciales (principalement pour la production de boutons de qualité). Les trocas sont collectés soit à la main en marchant sur le récif à marée basse, soit en plongée sous-marine (Kinch 2003).

Les trocas se trouvent sur les platiers, dans les zones littorales battues, les zones lagonaires de l'arrière-récif et sur les récifs situés à proximité des passes lagonaires principales, où les algues calcaires dont ils se nourrissent présentent une bonne croissance. Ils sont plus abondants sur les récifs situés au vent et sont rarement observés au-delà de huit mètres. Les trocas juvéniles sont localisés sur les platiers récifaux et se déplacent vers la pente externe du récif et la zone littorale battue à mesure qu'ils grandissent et deviennent matures. La maturité est normalement atteinte à une taille de 6 à 7 cm, lorsque l'animal est âgé d'environ trois ans.

Seuls deux trocas ont été observés dans la présente étude, sur les sites 11 et 12. La faible densité de population de trocas observée pourrait être une conséquence directe de la pression de pêche sur ces populations, mais elle pourrait aussi refléter le fait que les sites choisis n'étaient pas représentatifs car ils ne correspondaient pas aux habitats préférés des trocas.

Dans d'autres études menées dans d'autres régions de Nouvelle-Calédonie, un certain nombre de populations relativement denses a été rapporté (Purcell *et al.* 2009a). Au cours des études PROCFish/C, les trocas étaient relativement communs à Ouassé, Thio, Moindou et Oundjo, bien que ces populations fussent considérées comme trop faibles pour soutenir la pêche commerciale (Kronen *et al.* 2009).

2.3 Bénitiers

Les bénitiers sont classés dans l'ordre Cardiacea et la famille Tridacnidae (Munro 1993). Ils sont les plus grands bivalves marins trouvés dans les eaux côtières de la région des îles du Pacifique, avec huit espèces présentant des tailles et des préférences d'habitat différentes (*Hippopus hippopus*, *H. porcellanus*, *Tridacna crocea*, *T. derasa*, *T. gigas*, *T. maxima*, *T. squamosa* et *T. tevoroa*) (Kinch 2002, Kinch et Teitlebaum 2010).

Six espèces de bénitiers sont actuellement répertoriés en Nouvelle-Calédonie: *Tridacna maxima*, *T. crocea*, *T. squamosa*, *T. derasa* et *H. hippopus*; *T. tevoroa* a été observé récemment dans les îles Loyauté. *T. gigas* est désormais trouvé qu'à l'état de fossile (Kinch et Teitlebaum 2010).

Les bénitiers se trouvent depuis la zone intertidale jusqu'à environ 25 m, profondeur à laquelle les spécimens sont dépendants de la clarté de l'eau. Chaque espèce connue pour fréquenter les eaux de Nouvelle-Calédonie présente des préférences d'habitat et de profondeur différentes (Kinch 2003, Kinch et Teitelbaum 2010).

Les méthodes de pêche des bénitiers sont simples en raison de leur distribution peu profonde, de leur aspect évident et de leur nature sessile (Kinch 2002, 2003, 2008). Les bénitiers plus petits sont collectés de façon opportuniste lors des activités de collecte à la main sur les récifs et de pêche non-spécifique ; tandis que les plus grands spécimens sont collectés en plongée sous-marine. La chair est enlevée de sa coquille en glissant un couteau aiguisé ou un bâton de bois le long de sa surface interne coupant le muscle adducteur. Les bâtons et de nos jours les barres de fer sont également utilisés pour extraire les bénitiers du récif. Les bénitiers situés dans des eaux plus profondes sont parfois remontés à la surface en utilisant des cordes, des treuils ou des chaînes. Le manteau et les muscles sont ensuite retirés de la coquille, qui est souvent rejetée à la mer. Le narguilé (matériel de plongée qui fournit l'air, apporté par une ligne à partir

d'un compresseur de surface) a également été utilisé dans certaines zones de la région des îles du Pacifique.

Toutes les espèces subissent la pression de la pêche de subsistance, de la pêche commerciale pour la viande, et des coquilles offertes aux touristes (Kinch et Teitelbaum 2010).

Quatre espèces de bénitiers ont été recensées sur les 20 sites étudiés (Tableau 3-3), avec *Tridacna maxima* présentant les plus fortes densités. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par les études précédentes de Purcell *et al.* (2009), qui ont constaté qu'en Nouvelle-Calédonie, en dépit de *T. maxima* présente presque sur tous les sites, les populations de bénitiers sont relativement rares. Kronen *et al.* (2009) ont également trouvé des densités élevées pour *T. maxima*, et ils considéraient ces agrégations comme banales. Les stocks de bénitiers ont à peine été affectés par la pêche à Ouassé, Moindou et Oundjo ; encore qu'ils ont observé que la pression de pêche a eu une incidence sur *T. derasa* et *T. squamosa* à Thio et Oundjo, et *H. hippopus* plus rare à la fois à Thio et à Luengoni. Les densités observées dans les îles Chesterfield étaient plus élevées que les densités observées par Lindsay et McKenna (2006) et Vieux (2009).

Tableau 3-3. Nombre de bénitiers (Nb) et densités moyennes (individus/ha) dans les quatre types de sites de l'étude.

Table 3-3. Number of individual giant clams (No.) and average densities (individuals/ha) in the four survey site types.

Espèces/ Species	Lagon peu profond/ Shallow lagoon (0,5 ha)		Récifs lagonaires/ Lagoon reefs (0,45 ha)		Récifs lagonaires extérieurs/ Outer-lagoon reefs (0,15 ha)		Lagon plus profond/ Deeper lagoon (0,15 ha)	
	Nb	Densité/ Density	Nb	Densité/ Density	No.	Nb	Densité/ Density	Nb
<i>Tridacna crocea</i>	6	12.00	10	22.22	4	26.67	0	0
<i>T. derasa</i>	0	0	8	17.78	3	20.00	0	0
<i>T. maxima</i>	10	20.00	27	60.00	27	180.00	0	0
<i>T. squamosa</i>	3	6.00	8	17.78	5	33.33	0	0

3. Gestion

La gestion des pêches en Nouvelle-Calédonie a commencé en 1981 avec la création d'un département des « Pêches » dans le Service Territorial de la Marine Marchande et de la Pêche Maritime. En 1988, avec la signature des Accords de Matignon, la gestion des pêches en Nouvelle-Calédonie a été respectivement transférée aux services des pêches des trois gouvernements provinciaux, la Province Nord, la Province Sud, et la Province des Îles Loyauté.

3.1 Holothuries

À l'heure actuelle, seule la Province Nord a défini des tailles minimales limites légales pour les holothuries : une longueur minimum légale (en cm) est donnée pour les animaux frais (vivants ou non) et pour la forme sèche correspondante (Tableau 3-4). Toutefois, ces tailles ne sont données que pour huit espèces: *Actinopyga mauritiana*, *A. miliaris*, *Holothuria fuscogilva*, *H. scabra*, *H. lessoni*, *H. whitmaei*, *Stichopus hermanni* et *Thelenota ananas*.

Tableau 3-4. Taille minimale (cm) adoptée en Nouvelle-Calédonie pour les différentes espèces d'holothuries.

Table 3-4. Minimum size limits (cm) adopted in New Caledonia for the different species of sea cucumbers.

Espèces/ Species	Longueur de l'individu hydraté (cm)/ Wet length (cm)	Longueur de l'individu séché (cm)/ Dry length (cm)
<i>Actinopyga mauritiana</i>	25	12
<i>A. miliaris</i>	25	12
<i>Holothuria fuscogilva</i>	35	16
<i>H. scabra</i>	20	10
<i>H. lessoni</i>	30	11
<i>H. whitmaei</i>	30	16
<i>Stichopus hermanni</i>	35	15
<i>Thelenota ananas</i>	45	20

Source: Kinch *et al.* (2008).

Les tailles minimales de prise ont été établies grâce à l'analyse de la taille de première maturité pour ces espèces (et/ou espèces étroitement liées) (Conand 1993), avec une petite marge d'erreur exprimée en pourcentage. Les longueurs de l'individu séché ont été obtenues à partir de facteurs de conversion correspondant à la variation de la longueur au cours du traitement, présenté par Conand (1989, voir également Skewes *et al.* 2004b, Purcell *et al.* 2009b). Purcell *et al.* (2009a) notent que les tailles minimales limites légales devraient être suffisantes pour que les animaux puissent avoir au moins une année pour se reproduire après avoir atteint la maturité.

Dans les Provinces Nord et Sud, l'utilisation d'appareils respiratoires de plongée à air comprimé (tels que pour la plongée sous-marine ou le narguilé) est interdite. Les torches et la pêche de nuit sont également interdites, même si quelques faits ont été signalés (Purcell *et al.* 2010).

Les pêcheurs dans les Provinces Nord et Sud de Nouvelle-Calédonie, sont également tenus d'être enregistrés par un système de licences à renouveler chaque année (pour une somme modique), ainsi que de se présenter chaque année à leur service respectif de la pêche. Dans la Province Nord, les pêcheurs doivent aussi demander une licence spéciale, « concession », pour récolter les holothuries (Purcell *et al.* 2009a).

Au moment du renouvellement de la licence, chaque pêcheur reçoit un livret, qui contient les règlements de pêche en cours et les feuilles de journal pour l'enregistrement de leurs prises. La limite de l'efficacité de ces carnets est qu'ils ne sont soumis qu'une fois par an, et donc que le service des pêches ne peut pas contrôler régulièrement les prises, comme cela serait nécessaire si un total autorisé des captures (TAC) limite était mis en place (Purcell *et al.* 2010).

Un certain nombre de réserves marines en Nouvelle-Calédonie couvrent plusieurs centaines à plusieurs milliers d'hectares, et sont principalement localisées dans la Province Sud. Certaines de ces réserves marines semblent fonctionner comme des refuges pour la reproduction des invertébrés marins ciblés ; en effet, les populations adultes d'holothuries dans certaines de ces réserves marines sont considérées comme relativement denses comparés aux populations dans les zones de pêche voisines. Purcell *et al.* (2010) estiment que plus de réserves sont probablement nécessaires (par exemple, à 20–30% des habitats) pour donner une meilleure assurance contre la perte potentielle de la capacité de se reproduire dans les zones ciblées pour la récolte des holothuries.

3.2 Trocas

En Nouvelle-Calédonie, la pêche des trocas sur une base purement commerciale exige un permis, qui doit être renouvelé annuellement. Aucun troca ne peut être récolté à des fins commerciales ou de subsistance, si le diamètre à la base ne fait pas au moins neuf centimètres. Un gabarit, permettant la mesure du diamètre à la base, doit être à bord du navire de pêche ou en possession des titulaires de permis. L'exportation des coquilles de trocas est soumise à un quota fixé annuellement par le Service Territorial de la Marine Marchande et de la Pêche Maritime (Lindsay et McKenna, 2006).

3.3 Bénitiers

Les bénitiers sont très vulnérables à l'épuisement des stocks, car il est une caractéristique de la biologie des bénitiers qui dit que les stocks deviendront insuffisants lorsque les densités seront en dessous d'un certain

niveau, indéfini (Kinch 2002, 2008, Kinch et Teitelbaum 2010). Les bénitiers maximisent le succès de la fécondation en pondant en synchronie, en réponse à des phéromones produites par d'autres individus de la même espèce. S'il n'y a pas de bénitiers conspécifiques en aval, les œufs resteront non fécondés.

En Province Nord, les pêcheurs professionnels sont autorisés à ramener cinq bénitiers par navire et par voyage ; pour les autres pêcheurs, ils sont autorisés à deux bénitiers par navire et par voyage. La Province Sud a des règlements similaires, mais elle autorise à ramener un sac d'un poids *maximal* limite de 40 kg, ceci sans préciser quelles espèces de bénitiers peuvent être collectées (Kinch et Teitelbaum 2010).

Aucune des deux Provinces n'a adopté de taille limite, contrairement à d'autres pays et territoires dans la région des îles du Pacifique, tailles mesurées au niveau de la partie la plus large de la coquille (Tableau 3-5).

Toutes les espèces de bénitiers sont énumérées dans l'Annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction (CITES) et des permis sont requis pour l'exportation de petites quantités de coquilles de bénitiers depuis la Nouvelle-Calédonie. Comparable à la Polynésie française, la Nouvelle-Calédonie n'est pas un membre de la CITES, mais elle répond plutôt à la réglementation de la France. Depuis 2003, un plus grand nombre de permis de la CITES a été délivré, depuis que la Nouvelle-Calédonie permet jusqu'à trois bénitiers par personne à l'exportation, comme objets personnels (Kinch et Teitelbaum 2010).

Tableau 3-5. Tailles limites (cm) imposées dans la région des îles du Pacifique pour les espèces de bénitiers. La colonne est laissée en blanc lorsqu'aucune taille limite n'est imposée à cet endroit.

Table 3-5. Size limits (cm) imposed in the Pacific Islands region for giant clam species. The corresponding column is left blank, where no known size limit is imposed in that location.

Localisation/ Location	Taille limite (cm)/ Size limit (cm)			
	<i>Tridacna derasa</i>	<i>T. maxima</i>	<i>T. squamosa</i>	Toutes les espèces/ All species
Samoa Américaine/ American Samoa				18
Polynésie Française/ French Polynesia		12		
Guam				18
Niue				18
Samoa		18	16	
Tonga	26	15	18	

4. Discussion

Afin d'assurer la durabilité de tous les invertébrés marins ciblés dans les îles Chesterfield, des stratégies de gestion efficaces devront être mises en œuvre, d'autant plus que les données sont incomplètes tant sur les stocks d'invertébrés (i.e. pas de références) que sur l'effort de pêche à des fins commerciales ou de subsistance.

Les sites étudiés lors de cette enquête ont montré un faible nombre d'espèces d'holothuries à forte valeur commerciale, mais très peu de trocas ; les populations de bénitiers, elles, semblent être relativement en bonne santé. Il est à noter que la présente étude n'est pas suffisante en soi. Des études complémentaires sur les stocks sont nécessaires sur une période plus longue

(par exemple cinq ans ou plus) pour déterminer le statut des populations ciblées. Cela comprend l'arpentage de plusieurs sites au sein de la zone d'étude et à une profondeur supérieure à 12 mètres.

Les pêcheries d'invertébrés sont sujettes à la surexploitation et le rétablissement des populations décimées est lent et sporadique. Il est possible que la pression de pêche puisse augmenter à l'avenir, en particulier pour les produits à forte valeur commerciale (par exemple les holothuries). Il faudrait donc par précaution en limiter la collecte. Les protocoles actuels de gestion de chacune des espèces devraient être davantage développés pour permettre une meilleure gestion de ces

pêcheries avant que la population n'atteigne un point de non-retour. Des totaux admissibles de captures (TAC) ou des quotas par bateau pourraient être mis en place après une évaluation exhaustive du stock. Il convient de noter que Purcell *et al.* (2009a) avaient déjà demandé que la récolte des holothuries soit suspendue dans les îles Chesterfield.

D'après des études antérieures sur l'état des stocks de trocas, il semble qu'ils soient aussi menacés d'épuisement si les tailles limites actuelles sont bien appliquées (Kronen *et al.* 2009, Purcell *et al.* 2009). Kronen *et al.* (2009) recommandent également que la récolte commerciale de trocas ne soit pas autorisée dans des zones où les densités sont inférieures à 500 trocas/ha. Par ailleurs, la protection doit aussi être accordée aux trocas qui mesurent 12 cm et plus, car ils représentent les géniteurs et ne sont pas les préférés des acheteurs. Les stocks de bénitiers semblent être surexploités dans une proportion importante des sites de Nouvelle-Calédonie comparé aux densités des stocks dans les îles Chesterfield. Il serait pourtant sage de s'assurer que les règlements de gestion soient mis en œuvre et appliqués pour protéger les bénitiers des îles Chesterfield d'un appauvrissement.

Les réserves marines pourraient aussi soulager la pression de pêche, bien que leur mise en place dans les îles Chesterfield serait difficile en partie en raison de son éloignement. Purcell *et al.* (2009a) ont montré que la richesse des espèces pour les communautés d'holothuries en Nouvelle-Calédonie était significativement plus élevée sur les récifs dans le lagon que sur les barrières récifales; par la suite, les réserves marines devraient être placées sur les récifs lagunaires à des fins de conservation, avec quelques réserves sur la barrière récifale également pour protéger les populations reproductrices des espèces qui ne se trouvent pas souvent sur les sites lagunaires. Ces facteurs devront être pris en compte dans la conception de toute réserve marine aux îles Chesterfield.

Bibliographie

Ahyong, S. 2006. Shallow water Stomatopoda of New Caledonia (0–100 m). In: Payri, C. and Richer de Forges, B. (eds.). *Compendium of Marine Species from New Caledonia*. Documents Scientifiques et Techniques 117. pp 291–293.

Cheyne, A. 1852. *A Description of Islands in the Western Pacific Ocean*. London.

Conand, C. 1989. *Les holothuries Aspidochirotes du lagon de Nouvelle-Calédonie: biologie, écologie et exploitation*. Etudes et thèses, Editions de l'ORSTOM, Paris, France.

Conand, C. 1990. The fishery resources of Pacific island countries. Part 2: Holothurians. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 272: 2. Rome: Food and Agriculture Organisation.

Conand, C. 1993. Reproductive biology of the holothurians from the major communities of the New Caledonian lagoon. *Marine Biology*. 116: 439–450.

Conand, C. and Hoffschir, C. 1991. Recent trends in sea cucumbers exploitation in New Caledonia. *SPC Bêche-de-mer Information Bulletin*. 3: 5–7.

Conand, C. and Secretariat of the Pacific Community. 1996. Statistics on Bêche-de-mer Exports. *SPC Bêche-de-mer Information Bulletin*. 8: 14–15.

English, S.; Wilkinson, C. and Baker, V. (eds.). 1997. *Survey Manual for Tropical Marine Resources*. 2nd Edition. Townsville: Australian Institute of Marine Science.

Etaix-Bonnin, R. 1999. Recent trends in bêche-de-mer exports from New Caledonia. *SPC Bêche-de-mer Information Bulletin*. 12: 24.

Kinch, J. 2002. Giant Clams: Their Status and Trade in the Milne Bay Province, Papua New Guinea. *Traffic Bulletin*. 19 (2): 67–75.

Kinch, J. 2003. Marine Mollusc Use Among the Women of Brooker Island, Louisiade Archipelago, Milne Bay Province, Papua New Guinea. *SPC Women in Fisheries Information Bulletin*. 13: 5–14.

Kinch, J. 2008. From Prehistoric to Present: Giant Clam (Tridacnidae) use in Papua New Guinea. In: Antczak, A. and Caprini, R. (eds.). *Early Human Impact on Megamolluscs. British Archaeological Reports International Series*. 1865: 179–188.

Kinch, J. and Teitlebaum, A. 2010. *Proceedings of the Regional Workshop on the Convention on the International Trade in Endangered Species (CITES) and Giant Clam Management in the Pacific, 3rd–7th August, 2009; Nadi, Fiji*. Noumea: Secretariat of the Pacific Community.

Kinch, J.; Purcell, S.; Uthicke, S. and Friedman, K. 2008. Population Status, Fisheries and Trade of Sea Cucumbers in the Western Pacific. In: Toral-Granda, V.; Lovatelli, A. and Vasconcellos, M. (eds.). *Sea Cucumbers: A Global Review of Fisheries and Trade*. FAO Fisheries Technical Paper, No.: 516. pp. 7–55. Rome: Food and Agriculture Organisation.

Kronen, M.; Boblin, P.; Friedman, K.; Pinca, S.; Magron, F.; Awira, R.; Pakoa, K.; Lasi, F.; Tardy, E.; Vigliola, L. and Chapman, L. 2009. *New Caledonia country report: Profile and results from survey work at Ouassé, Thio, Luengoni, Oundjo and Moindou (March, April and November 2003; January, February, April, June, August and November 2004; April and May 2005; January to March 2006; and January and February 2007)*. Noumea: Secretariat of the Pacific Community.

Kublicki, M.; Randall, J. and Rivaton, J. 1990. Checklist of the Fishes of the Chesterfield Islands (Coral Sea). *Miconesica*. 22 (1–2): 1–43.

- Lindsay, S. and McKenna, S. 2006. L'évaluation d'espèces marine macro-invertébrées exploitées. In: McKenna, S.; Baillon, N.; Blaffart, H. and Abrusci, G. (eds.). *Une évaluation rapide de la biodiversité marine des récifs coralliens du Mont-Panié, Province Nord, Nouvelle-Calédonie*. Bulletin PER d'évaluation biologique, No.: 42. pp. 43–52. Washington, D.C.: Conservation International.
- Munro, J. 1993. Giant clams. In: Wright, A. and Hill, L. (eds.). *Nearshore marine resources of the South Pacific: Information for fisheries development and management*. Honiara: Forum Fisheries Agency. pp. 431–449.
- Purcell, S.; Gossuin, H. and Agudo, N. 2009a. *Status and management of the sea cucumber fishery of la Grande Terre, New Caledonia*. *WorldFish Center Studies and Review*. No.: 1901. Penang: The WorldFish Center.
- Purcell, S.; Gossuin, H. and Agudo, N. 2009b. Conversion of weight and length of sea cucumbers to bêche-de-mer: filling gaps for some exploited tropical species. *SPC Bêche-de-mer Information Bulletin*. 29: 3–6.
- Purcell, S.; Lovatelli, A.; Vasconcellos, M. and Yimin, Y. 2010. *Managing sea cucumber fisheries with an ecosystem approach*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No.: 520. Rome: Food and Agriculture Organisation.
- Richer de Forges, B. and Moosa, M. 1992. Distribution of stomatopods (Crustacea) in the lagoons of New Caledonia and Chesterfield Atoll. *Raffles Bulletin of Zoology*. 40: 149–162.
- Skewes, T.; Dennis, D.; Jacobs, D.; Gordon, S.; Taranto, T.; Haywood, M.; Pitcher, R.; Smith, G.; Milton, D. and Poiner, I. 1999. *Survey and Stock Size Estimates of the Shallow Reef (0–15 m Deep) and Shoal Area (15–50 m Deep) Marine Resources and Habitat Mapping with the Timor Sea MOU 74 Box, Volume 1: Stock Estimates and Stock Status*. Report prepared for the CSIRO Marine Branch, Brisbane, Queensland, Australia.
- Skewes, T.; Kinch, J.; Polon, P.; Dennis, D.; Seeto, P.; Taranto, T.; Lokani, P.; Wassenberg, T.; Koutsoukos, A. and Sarke, J. 2002. *Research for the Sustainable Use of Bêche-de-mer Resources in the Milne Bay Province, Papua New Guinea*. CSIRO Division of Marine Research Final Report. Report prepared for the National Fisheries Authority, Port Moresby, Papua New Guinea; and the Australian Centre for International Agricultural Research, Sydney, New South Wales, Australia.
- Skewes, T.; Dennis, D.; Koutsoukos, A.; Haywood, M.; Wassenberg, T. and Austin, M. 2004a. *Stock survey and Sustainable Harvest Strategies for the Torres Strait Bêche-de-mer*. Report prepared for the Australian Fisheries Management Authority and Queensland Fishery Service, Thursday Island, Queensland, Australia.
- Skewes, T.; Smith, L.; Dennis, D.; Rawlinson, N.; Donovan, A. and Ellis, N. 2004b. *Conversion Ratios for Commercial Bêche-de-mer Species in Torres Strait*. Report prepared for the Australian Fisheries Management Authority Torres Strait Research Program, Brisbane, Queensland, Australia.
- Vieux, C. 2009. Assessment of targeted marine invertebrate species of the northWestern lagoon of Grande-Terre (Poum to Koumac), New Caledonia. In: McKenna, S.; N. Baillon. and Spaggiari, J. (eds.). *Rapid Marine Biodiversity Assessment of the coral reefs of the northwest lagoon, between Koumac and Yandé, Province Nord, New Caledonia*. RAP Bulletin of Biological Assessment, No.: 53. pp. 41–46. Arlington: Conservation International.

Photo@ T. VIGNAUD



Photo@ T. VIGNAUD



Introduction

Marine biodiversity surveys are usually undertaken to generate taxonomic lists of species encountered at a selected location. While this information is intrinsically important to understand what biodiversity exists at a given location, it is often not very useful for understanding population abundance or generating relevant information for management purposes.

Determining stock status, which is generally expressed as the level of depletion compared to virgin levels, is difficult to assess from a single survey and even more so, from one that has limited coverage over varied habitat types (see Skewes *et al.* 1999, 2002, 2003, 2004a for suitable stock assessment methods and application). Repeated stock assessments are required as well as some knowledge of current and past levels of exploitation, in order to provide proper management advice, any inference on stock abundance and trends over-time, and to formulate sustainable management strategies.

Due to the limited sites surveyed and the lack of any replicable data or in-depth information on harvesting efforts of targeted marine invertebrates in the Chesterfield Islands, the information presented in this chapter only provides a cursory snapshot. It cannot be used to determine unequivocally the state and trajectory of targeted marine invertebrate populations, particularly since localised distribution of individual species is affected by habitat availability and preference, as well as harvesting pressure.

1. Methods

1.1 Survey location

The Chesterfield Islands are a loose collection of elongated reefs that enclose a deep, semi-sheltered lagoon. The reefs on the west and northwest are known as the Chesterfield Reefs; those on the east and north are called the Bampton Reefs. The Chesterfield Islands are an approximately 120 km long (northeast to southwest) and approximately 70 km broad (east to west) structure.

There are numerous cays occurring among the reefs of both Chesterfield and Bampton Reefs: Loop Islet, Renard Cay, Skeleton Cay, Bennett Island, Passage Islet, Long Island, the Avon Isles, Anchorage Islets and Bampton Island.

1.2 Previous assessments

Previous assessments of targeted marine invertebrate species in New Caledonia have been conducted along the:

- northeast coast or Mount Panié region (Pouébo and Hienghène) in the Northern Province supported marine Rapid Assessment Programme (RAP) (Lindsay and McKenna 2006);
- northwest coast (Poum and Koumac) in the Northern Province, also under a CRISP supported marine RAP (Vieux 2009);
- fifty lagoon and barrier reef sites in the Northern and Southern Provinces under the WorldFish Centre and ZoNéCo programme (Purcell *et al.* 2009a); and
- the areas of Ouassé, Thio, Luengoni, Oundjo, and Moindou under the Secretariat of the Pacific Communities (SPC) PROCFish/C project (Kronen *et al.* 2009).

There have been no previous assessments of targeted marine invertebrates in the Chesterfield Islands, though there has been some previous taxonomic listings on fish species (Kublicki *et al.* 1990) and stomatopod species (Richer de Forges and Moosa 1992, Ah Yong 2006).

1.3 Data collection and analysis

Data collection for targeted marine invertebrates was conducted over a one-week period (during the day only) from the 11th to the 17th of August 2010, using the belt transect method (English *et al.* 1997). A transect tape of 100 m long was placed on the reef and the area lying 2.5 m to the left and right of the transect (belt width of 5 m) was assessed, giving a total survey area of 500 m².

Transects were carried out at depths of 0–4 m for shallow-lagoon sites (consisting of the lee and windward sides of atoll islands and/or sand cays, 9 sites; one transect was at sea level along a foreshore terraced beach rock), of 5.5–13 m for lagoon reefs (consisting of patch reefs, 9 sites), of 6–13 m for outer-lagoon reefs (consisting of outer slope and passages, 2 sites), and of 7.5–17 m for deeper lagoon (consisting of sand, 3 sites) (Table 3-1).

Along each transect the number of targeted marine invertebrates was recorded (see Appendix 3-1 for details). Where two depths were sampled at one site, transects are differentiated by the site number followed by the depth in meters.

Population densities per site were calculated by first, converting the number of square meters to hectares, and then dividing the number of individuals observed by the area surveyed.

2. Results

2.1 Sea cucumbers

Targeted species of sea cucumbers generally have thick body walls and belong to the order Aspidochirotrida (see Appendix 2 for characteristics of selected commercial sea cucumber species). In this order, only the families Holothuriidae (genera *Actinopyga*, *Bohadschia*, *Pearsonothuria* and *Holothuria*) and *Stichopodidae* (genera *Stichopus* and *Thelenota*) are harvested and exported to overseas markets (Kinch *et al.* 2008).

There are 35 known sea cucumber species used for the production of bêche-de-mer in the Pacific Islands region, though the number may be as high as 57 species when misidentification of species is taken into consideration (Kinch *et al.* 2008).

The sea cucumber fishery in New Caledonia began in the 1840s (Cheyne 1852, Conand 1990, Kinch *et al.* 2008) with 25 species of sea cucumbers recorded to have been harvested and exported in the past (Kinch *et al.* 2008). Today, the sea cucumber fishery for export from New Caledonia focuses essentially on 12 main species, with the numerically dominant species in catches being *Holothuria scabra*, *H. whitmaei*, *Actinopyga miliaris*, *A. spinea* and *Thelenota ananas*. Species caught in moderate quantities include *Actinopyga echinites*, *A. mauritiana*, *A. palauensis*, *Holothuria lessoni* (previously *H. scabra* var. *versicolor*), *H. fuscogilva*, *Stichopus chloronotus* and *S. hermanni* (Kinch *et al.* 2008, Purcell *et al.* 2009a).

During the survey of the Chesterfield Islands, a total of 12 species of sea cucumbers were observed on the 20 sites surveyed (Appendix 3-2). These species were *Actinopyga lecanora*, *A. mauritiana*, *A. miliaris*, *A. palauensis*, *Bohadschia argus*, *B. vitiensis*, *Holothuria atra*, *H. fuscogilva*, *H. fuscopunctata*, *H. whitmaei*, *Stichopus hermanni* and *Thelenota ananas*.

Of all the sea cucumber species observed, *Bohadschia vitiensis* was the most ubiquitous species observed, and was recorded in high abundances in shallow inner-lagoon sites (Table 3-2). Thousands of *H. difficilis* were also observed on the solidified fore-shore beach rock which has formed small stepped-terraces on the inner-lagoon side at Long Island. All other species were recorded in low numbers (Table 3-2). Several *Thelenota anax* were observed off transect on sandy inner-lagoon sites. One *Actinopyga flammea* was also reported at a depth of 40 m on the outer-reef slope.

Holothurians from New Caledonia have been well documented by Conand (1989), who found high abundances for many sea cucumber species during

the course of her research (see Appendix 3 for previous sea cucumber densities recorded in New Caledonia). Densities observed in the current survey are lower than those recorded in other parts of New Caledonia by Conand (1989, 1990, Kronen *et al.* 2009, Purcell *et al.* 2009a).

Purcell *et al.* (2009a), within the framework of the WorldFish/ZeNeCo project, found generally low densities for commercially valuable sea cucumber species, but came across occasional dense patches of certain species, such as *Actinopyga palauensis*, *A. spinea*, *Stichopus chloronotus*, *S. hermanni*, *S. horrens* and *Thelenota ananas* (Appendix 3). Lindsay and McKenna (2006) and Vieux (2009) observed low densities during surveys in 2004 and 2009 in the Northern Province, particularly of *Holothuria whitmaei* and *Thelenota ananas*. The PROCFish/C surveys (Kronen *et al.* 2009) found sea cucumber stocks to be only marginally impacted by harvesting at Ouassé, Thio, Oundjo and Luengoni, with moderate-to-high pressure on stocks at Moindou (Appendix 3-3). In comparing densities with Kronen *et al.* (2009), abundances in the Chesterfield Islands were generally lower, with the exception of *Bohadschia vitiensis*, which had a very high abundance. Abundances of *Holothuria fuscogilva* and *H. fuscopunctata* were similar with those recorded by Kronen *et al.* (2009).

Analysis of export statistics by Purcell *et al.* (2009a) has shown a concomitant increase in catches of reef-dwelling species. Furthermore, analysis of mean sea cucumber body weights by Purcell *et al.* (2009) suggests that sea cucumbers harvested from the Chesterfield Islands are smaller than those from either Northern or Southern Provinces, and much smaller than the W90 weight of approximately 3,000 g, at which Conand (1989) found that most animals are mature. Some species, namely *Holothuria fuscogilva*, *Actinopyga mauritiana* and *Thelenota ananas*, seem over-fished in the Chesterfield Islands, based on landed body sizes. Fishers visiting the Chesterfield Islands are now collecting smaller individuals that are either recently mature or immature (Purcell *et al.* 2009).

Commercial harvesting of sea cucumbers (and other marine invertebrates) is definitely occurring in the Chesterfield Islands as witnessed by the presence of a fishing vessel stationed at Long Island throughout the duration of the survey. Purcell *et al.* (2009a) reported that the sea cucumber fishery in New Caledonia operated as two fisheries, the first being a network of village fishers gleaning reef flats or divers using small boats; the second, being almost semi-industrial with fishers using larger boats (10–20 m in length). The latter are based out of the Southern Province; they systematically salt the freshly caught sea cucumbers and then boil and dry them after returning to la Grande Terre (Purcell *et al.* 2009a).

Currently, only one vessel is 'officially' licensed (see below) to 'fish' at the Chesterfield Islands, but it is known that another four vessels also have the size and capacity to go

there (Gossuin pers. comm.).

It is difficult to get actual catch statistics in New Caledonia (Etaix-Bonnin 1999, Conand and Hoffschir 1991, Conand and SPC 1996, Kinch *et al.* 2008, Purcell *et al.* 2009; see Appendix 4 for details on bêche-de-mer exports from New Caledonia (1983–2004)). In 2007, the reported export value of sea cucumbers from New Caledonia was approximately USD 5.3 million, which was twice that of the value of tuna exports, ranking it the second-most valuable marine export commodity after farmed shrimp (Purcell *et al.* 2009). Subsequently, sea cucumber fishery in New Caledonia and Chesterfield Islands requires greater management as a decline in this very valuable fishery would mean a dramatic loss of income and national revenue.

2.2 Trochus

The trochus (*Trochus niloticus*), commonly referred to as ‘topshell’ is a reef associated marine gastropod snail that occurs naturally over a wide area of the Indo-Pacific. It is harvested for both subsistence and commercial purposes (mostly for the production of quality buttons). *Trochus* are gleaned from the reef by hand, usually when walking on the reef at low tide, or by free diving (Kinch 2003).

Trochus are found on the reef flat, in surge channels in surf zones, the back-reef lagoon areas and also on the reefs located close to main lagoon passes, where there is good growth of calcareous algae on which they feed. They are most abundant on windward reefs and are rarely observed below eight meters. Juvenile trochus are located on the reef flats and move towards the reef edge and surge channels as they grow and mature. Maturity is normally attained at a size of 6 to 7 cm, when the animal is approximately three years of age.

Only two trochus were observed in the present survey, at sites 11 and 12. The low population densities of trochus observed may be a direct result of extraction pressure on these populations; but, it could also reflect that the survey sites were not representative since they were not really the favourite habitats for trochus.

In other surveys in other parts of New Caledonia, a number of relatively dense populations of trochus have been observed (Purcell *et al.* 2009a). During the PROCFish/C studies, trochus were relatively common at Ouassé, Thio, Oundjo and Moindou, although these populations were considered too low to support commercial harvesting (Kronen *et al.* 2009).

2.3 Giant Clams

Giant clams are classified in the order Cardiacea and the family Tridacnidae (Munro 1993). They are the largest marine bivalves found in the coastal waters of the Pacific Islands region, with eight species of varying size and habitat preference (*Hippopus hippopus*, *H. porcellanus*, *Tridacna crocea*, *T. derasa*, *T. gigas*, *T. maxima*, *T. squamosa*

and *T. tevoroa*) (Kinch 2002, Kinch and Teitlebaum 2010).

Six species of giant clams are currently found in New Caledonia: *Tridacna maxima*, *T. crocea*, *T. squamosa*, *T. derasa* and *H. hippopus*; *T. tevoroa* has recently been observed in the Loyalty Islands. *T. gigas* is now only found as fossils (Kinch and Teitlebaum 2010).

Giant clams occur from the intertidal zone down to approximately 25 m, with animals at this lower depth being dependent on the clarity of the water. Each species exhibits different habitat and depth preferences (Kinch 2003, Kinch and Teitlebaum 2010; see Appendix 5 for the characteristics of selected giant clam species known to inhabit New Caledonian waters).

Fishing methods for giant clams are simple owing to their shallow distribution, conspicuous appearance and sessile nature (Kinch 2002, 2003, 2008). Smaller clams are collected opportunistically during reef-gleaning activities and non target-specific fishing, while larger specimens are collected by free diving. The flesh is excised from the shell by slipping a knife or sharpened wooden stick along its inner surface to cut one end of the adductor muscle. Sticks and nowadays crow bars are also used to prise clams from the reef. Giant clams located in deeper water are sometimes hauled to the surface using ropes, winches and chains. The mantle and muscle are then removed and the shell is often dropped back into the sea. Hookah gear (diving equipment that uses air supplied through a line from a surface compressor) has also been used in some areas of the Pacific Islands region.

All species are under pressure from subsistence fishing, commercial harvest for meat, and shells offered to tourists (Kinch and Teitlebaum 2010).

Four species of giant clams were recorded on the 20 sites assessed (Table 3-3) with *Tridacna maxima* having the highest densities. These results are similar to those reported by previous surveys by Purcell *et al.* (2009), who found that across New Caledonia, despite *T. maxima* present at almost all sites, populations were relatively sparse. Kronen *et al.* (2009) also found *T. maxima* in high densities, but considered aggregations to be unremarkable. Giant clam stocks were only marginally impacted by fishing in Ouassé, Moindou and Oundjo; though they did observe fishing pressure to be impacting on *T. derasa* and *T. squamosa* at Thio and Oundjo, and *H. hippopus* scarce at both Thio and Luengoni. Densities observed in the Chesterfield Islands were higher in comparison to the densities observed by Lindsay and McKenna (2006) and Vieux (2009).

3. Management

Fisheries management in New Caledonia started in 1981 with the creation of a ‘Fisheries’ section in the Territorial Service of the Merchant Navy and Maritime Fishing. In 1988, with the signing of the Matignon Agreement, fisheries management in New Caledonia was devolved

to the respective fisheries services of the Territory's three Provincial governments, Northern, Southern, and the Loyalty Island Provinces.

3.1 Sea cucumbers

At present, only the Northern Province has established minimum legal size limits for sea cucumbers: a minimum legal length (in cm) is given for the fresh (live or unprocessed) animals and a corresponding one for the dried form (Table 3-4). However, these are provided only for eight species: *Actinopyga mauritiana*, *A. miliaris*, *Holothuria fuscogilva*, *H. scabra*, *H. lessoni*, *H. whitmaei*, *Stichopus hermanni* and *Thelenota ananas*.

Size limits have been established by analysis of the size at first maturity for these species (and/or closely related species) (Conand 1993), with an additional small precautionary percentage. Dried lengths are taken from corresponding conversion factors of the change in length during processing presented by Conand (1989; also see Skewes *et al.* 2004b, Purcell *et al.* 2009b). Purcell *et al.* (2009a) note that the minimum legal size limits should be large enough that animals can have at least one year to spawn after reaching maturity.

In the Northern and Southern Provinces, the use of compressed-air underwater breathing devices (such as SCUBA or hookah) is prohibited. Torches and night fishing are also prohibited, though some night fishing using torches is reported to occur (Purcell *et al.* 2010).

Fishers in both the Northern and Southern Provinces of New Caledonia, are also required to be registered through a licensing system, to present themselves annually at their respective fishery service and to renew their license each year (for a nominal fee). In the Northern Province, fishers must also apply for a special 'concession' to harvest sea cucumbers (Purcell *et al.* 2009a).

At the time of licence renewal, each fisher is given a booklet that contains the current fishery regulations and the log sheets for recording their catch. One limitation of the log books is that they are only submitted once per year, so the fishery service cannot regularly monitor catches, e.g. as would be required if a total allowable catch (TAC) limit was in place (Purcell *et al.* 2010).

A number of marine reserves in New Caledonia cover several hundred to several thousand hectares, and are mostly located in the Southern Province. Some of these marine reserves appear to be working as spawning refugia for targeted marine invertebrates, because adult sea cucumber populations in some of these marines reserves are considered to be relatively dense compared to populations in neighbouring fishing grounds. Purcell *et al.* (2010) consider that more reserves are probably needed (e.g. 20–30% of habitats) to give the best insurance against the potential loss of breeding capacity in areas targeted for sea cucumber harvesting.

3.2 Trochus

In New Caledonia, fishing for trochus on a purely commercial basis requires a permit that must be renewed on an annual basis. No trochus under the basal diameter of nine centimeters can be harvested for commercial or subsistence use. A gauge allowing measurement of the basal diameter must be onboard the fishing vessel or in possession of the permit holders. The export of trochus shells is subject to a quota fixed annually by the Territorial Service of the Merchant Navy and Maritime Fishing (Lindsay and McKenna 2006).

3.3 Giant clams

Giant clams are highly vulnerable to stock depletion because it is a feature of giant clam biology that stocks will become non-sustaining when densities fall below certain undefined levels (Kinch 2002, 2008, Kinch and Teitelbaum 2010). Giant clams maximise fertilisation success by spawning in synchrony in response to current-borne pheromones produced by other spawning individuals belonging to the same species. If there are no conspecific clams downstream, eggs will remain unfertilised.

In the Northern Province, bag limits of five giant clams per vessel per trip is allowed for professional fishers, and two giant clams per vessel per trip for others; the Southern Province has similar regulations, but it allows a maximum bag limit weight of 40 kg, though it does not detail what species of giant clams can be collected (Kinch and Teitelbaum 2010).

None of the Provinces have introduced size limits, though several other countries and territories in the Pacific Islands region have imposed size limits, measured across the widest part of the shell (Table 3-5).

All species of giant clams are listed in Appendix II of the Convention on the International Trade in Endangered Species (CITES) and permits are required to export small quantities of giant clam shells from New Caledonia. Similar to the situation in French Polynesia, New Caledonia is not a member of CITES, but rather comes under the regulatory actions of its metropolitan parent, France. Since 2003, a greater number of CITES permits have been issued, as New Caledonia now allows up to three giant clams per person to be exported as personal artefacts (Kinch and Teitelbaum 2010).

4. Discussion

In order to ensure the sustainability of all targeted marine invertebrates in the Chesterfield Islands, effective management strategies should be implemented, particularly as there is a lack of adequate data on both invertebrate stocks (i.e. no baselines) and harvesting effort for either subsistence or commercial purposes.

The sites surveyed during this assessment have shown general low numbers of high-value species of

sea cucumbers, very few trochus, though giant clam populations appear to be relatively healthy. It should be cautioned that the current survey was not in any way extensive in its extent. Subsequently, additional intensive and more comprehensive stock assessments are required over a longer-time scale (e.g. five years or more) to determine the status of these targeted populations. This would include surveying more sites within the study area and at greater depths than 12 meters.

Invertebrate fisheries are extremely prone to over-exploitation and recovery of depleted populations is slow and sporadic. It is possible that harvesting pressure could increase in the future, especially on the high end commercial commodities (e.g. sea cucumbers) and therefore a precautionary approach to sustainable collection limits needs to be considered. Current management protocols for each species should be further developed to allow the management of these fisheries before population's number reaches unsustainable levels. Total allowable catches (TAC) or boat quotas could be implemented after a comprehensive stock assessment. It should be noted that Purcell *et al.* (2009a) have already called for harvesting of sea cucumbers to be closed in the Chesterfield Islands.

From previous studies on trochus stock status, it appears that they are also in danger of being depleted to low levels if the current size limits are well enforced

(Kronen *et al.* 2009, Purcell *et al.* 2009). Kronen *et al.* (2009) also recommend that commercial harvesting of trochus should not be allowed in areas where densities are below 500 trochus/ha. Protection also needs to be given to trochus that are 12 cm and over as these are valuable spawners and are not preferred by industry buyers. Stocks of giant clams appear to be over-fished in a significant proportion of sites in New Caledonia compared to stock densities in the Chesterfield Islands, though it would still be wise to ensure that management regulations are implemented and enforced to safeguard giant clams in the Chesterfield Islands from further depletion.

Marine reserves could also relieve harvesting pressure, though enforcement in the Chesterfield Islands would be difficult due in part to its remote location. Purcell *et al.* (2009a) have shown that species richness for sea cucumber communities in New Caledonia was significantly greater on mid-shelf reefs within the lagoon than on barrier reefs; subsequently, marine reserves should be placed on lagoon reefs for conservation purposes, with some barrier reef reserves also needed to protect breeding populations of species not often found at lagoonal sites. These factors would have to be considered in the design of any marine reserves for the Chesterfield Islands.



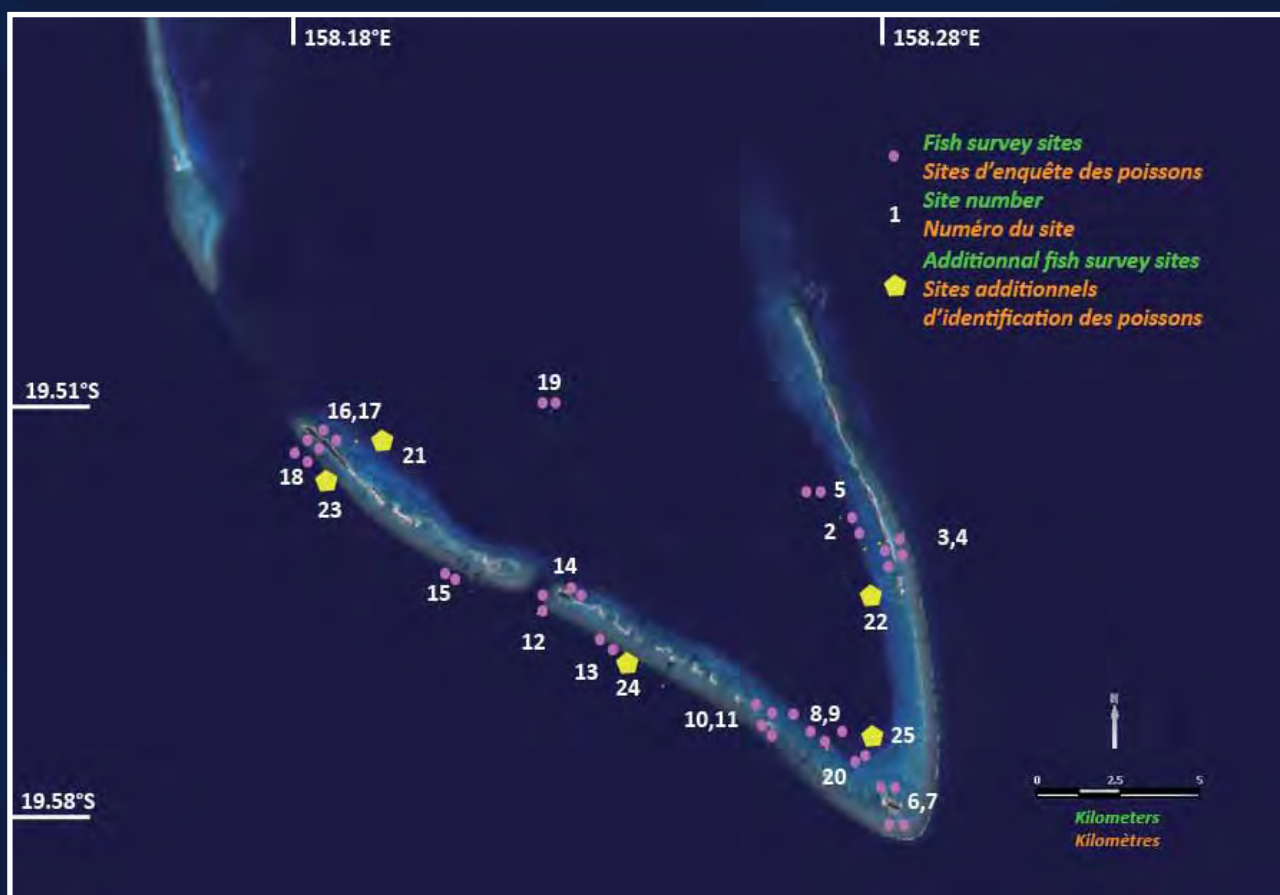


Figure 4-1. Localisation des sites d'observation des poissons. Les points violets correspondent aux transects d'évaluation des poissons commerciaux; les pentagones jaunes correspondent aux sites d'observation ichtyologique complémentaires (toutes espèces confondues). Les caractéristiques des sites de comptages commerciaux (habitat, profondeur et heure) sont données dans la table 4-1 (ci-après). NB: le site 1 n'est pas mentionné car le premier jour a servi d'ajustement de la méthodologie de comptage visuel sous-marin et les comptages n'ont pas été pris en compte dans l'étude.

Figure 4-1. Location of the fish surveys. The pink spots correspond to the transects for the commercial fish assessment; yellow pentagons correspond to the complementary sites for fish identification (all species). The characteristics of commercial fish surveys (habitat, depth and time) are provided in the table 4-1 (here after). NB: site 1 is not mentioned as the first day was used for calibrating the underwater visual census methodology and the results of resulting surveys were not included in the study.

RÉSUMÉ

Au cours de la mission CHESTER2010, deux experts en formation se sont entièrement consacrés aux comptages visuels sous-marins des poissons de récif. Ils étaient encadrés à temps partiel par des ichthyologues expérimentés. 38 transects (50 m de long x 10 m de large) ont été échantillonnés dans 19 sites et ce, parmi des biotopes variés (des récifs frangeants aux récifs de pente externe), à des profondeurs comprises entre 1 et 17 m. Seuls les poissons d'intérêt commercial ont été répertoriés. En complément, les ichthyologues ont effectué des relevés visuels de manière opportuniste portant sur la diversité spécifique des poissons de récif, à des profondeurs comprises entre 10 et 25 m, à la fois dans le lagon et sur la pente externe. 199 espèces ont été recensées au cours de la mission, dont 37 espèces sont nouvellement mentionnées pour les récifs Chesterfield. En ce qui concerne les poissons d'intérêt commercial, les familles intéressantes par leur taille moyenne telles que les Scaridés, Lethrinidés et Carangidés sont peu denses alors que les Caesionidés, Lutjanidae (de petite taille), Acanthuridés et Siganidés sont mieux représentés, mais présentent un intérêt plus limité pour la consommation humaine. Les valeurs moyennes de densité et biomasse ont été évaluées respectivement à 0.33 ind/m² et 54.7 g/m². En l'absence de pression de pêche avérée, cette relative pauvreté biologique apparaît comme naturelle. Compte tenu des difficultés pour un site isolé comme les récifs de Chesterfield de reconstituer ses stocks, ces résultats préliminaires nous amènent à recommander une interdiction de toute pêche commerciale qui ciblerait les poissons de récif. Des études complémentaires sont recommandées pour mieux comprendre le fonctionnement de la zone en terme de connectivité avec le reste de la mer de Corail.

ABSTRACT

During the CHESTER2010 mission, two experts under training were fully dedicated to underwater visual censuses of reef finfishes of commercial interest, supported by two other ichthyologists involved in the shark studies. The experts implemented 38 transects (50 m length x 10 m width) in 19 sites, including various biotopes (from fringing reefs to outer slope), in depths between 1 and 17 m, and focusing on fishes with a commercial interest. The ichthyologists conducted opportunistic visual surveys focusing on species diversity of reef finfishes, in depths between 10 to 25 m, both in the lagoon and the outer slope. A total of 199 species were recorded during the mission, including 37 species that are new for the Chesterfield reefs. Regarding the fish with a commercial interest, the attractive families -based on their average mean size- such as Scaridae, Lethrinidae and Carangidae were less dense than Caesionidae, Lutjanidae (small size species), Acanthuridae and Siganidae, that are however less interesting from an economic point of view. The mean density and biomass calculated for the area were respectively of 0.33 ind/m² and 54.7 g/m². In absence of evidence for any fishing pressure in this area, this biological pooriness is meant to be natural. Given the difficulties that a remote site such as the Chesterfield reefs would have to replenish its stocks, these preliminary results lead to recommend a ban on any commercial fishing that would rely on reef finfishes. Complementary surveys are recommended for better understanding the functioning of the area in terms of connectivity with the rest of the Coral Sea.

Table 4-1. Localisation et caractéristiques des sites de comptages des poissons commerciaux. Les coordonnées des sites sont données au chapitre 2. Les comptages de poissons ont été effectués dans les mêmes sites que l'évaluation des ressources en invertébrés et de description de l'habitat corallien, parfois à des profondeurs différentes et qui sont mentionnées dans ce tableau. NB: le site 1 n'est pas mentionné car le premier jour a servi d'ajustement de la méthodologie de comptage visuel sous-marin et les comptages n'ont pas été pris en compte dans l'étude.

Figure 4-1. Location and characteristics of the site for the assessment of the commercial fishes. The coordinates of the sites are provided in chapter 2. Fish surveys were implemented in the same sites as invertebrates surveys and description of the reef habitat, sometimes at different depths which are mentioned in this table. NB: site 1 is not mentioned as the first day was used for calibrating the underwater visual census methodology and the results of surveys were not included in the study.

Date	Site	Transects	Type d'habitat/habitat type	Prof/ Depth	Heure/ time
11/08/2010	2	TRA01; TRA02	Fonds sableux avec patates coralliennes/sandy bottom with small reef patches	7,5	12:15
	3	TRA03; TRA04	Récif frangeant d'îlet côté extérieur / islet fringing reef ocean side	1,5	15:00
	4	TRA05; TRA06	Récif frangeant d'îlet côté intérieur /islet fringing reef lagoon side	3,0	17:00
12/08/2010	5	TRA07	Patate corallienne dans le lagon/ lagoonal coral cay	13,0	10:00
		TRA08	Patate corallienne dans le lagon/ lagoonal coral cay	5,5	11:00
	6	TRA09; TRA10	Récif frangeant d'îlet côté extérieur / islet fringing reef ocean side	4,0	15:00
	7	TRA011; TRA12	Récif frangeant d'îlet côté intérieur /islet fringing reef lagoon side	2,0	16:00
13/8/2010	8	TRA13; TRA14	Patate corallienne dans le lagon/ lagoonal coral cay	13,0	09:40
		TRA15	Patate corallienne dans le lagon/ lagoonal coral cay	6,0	10:15
	9	TRA16	Fonds sableux avec patates coralliennes/sandy bottom with small reef patches	10,0	11:30
	10	TRA17; TRA18	Récif frangeant d'îlet côté extérieur / islet fringing reef ocean side	1,5	14:00
	11	TRA19; TRA20	Récif frangeant d'îlet côté intérieur /islet fringing reef lagoon side	2,0	16:00
14/08/2010	12	TRA21; TRA22	Sortie de passe côté extérieur / Channel outer side	10,0	10:30
	13	TRA23 ; TRA24	Pente externe / outer slope	13,0	14:00
15/08/2010	14	TRA25; TRA26	Récif frangeant d'îlet côté intérieur /islet fringing reef lagoon side	2,0	09:30
	15	TRA27; TRA28	Pente externe en sortie de passe (du passage) /outer reef between passage and long island	12,0	12:30
	16	TRA29; TRA30	Pente externe / outer slope	2,0	15:30
	17	TRA31; TRA32	Récif frangeant d'îlet côté intérieur /islet fringing reef lagoon side	2,0	16:00
16/08/2010	18	TRA33 ; TRA34	Pente externe / outer slope	12,0	10:30
	19	TRA35; TRA36	Patate corallienne dans le lagon/ lagoonal coral cay	12,0	14:00
17/08/2010	20	TRA37; TRA38	Fonds sableux avec patates coralliennes/sandy bottom with small reef patches	17,0	10:30

Introduction

Peu d'étude concernant les poissons de récifs ont été conduites dans la zone concernée par la mission CHESTER2010 qui se focalisait sur les Récifs Chesterfield *sensu stricto* (hors récifs de Bampton). La principale repose sur la mission CORAIL1 organisée par l'IRD (ex-ORSTOM) en 1988 (Kulbicki *et al.*, 1990). A la suite de cette mission, une liste complète pour l'archipel des Chesterfield (incluant Bampton et Bellona) était publiée par Kulbicki *et al.* (1994). Cette liste embrasse toutes les espèces, quelque soit leur potentiel d'utilisation par l'Homme, et l'accent a été mis sur la diversité spécifique plutôt que la densité et biomasse des populations de poissons de récif, en particulier ceux présentant un intérêt commercial.

Les récifs de Chesterfield sont régulièrement visités par des bateaux de pêche de petite taille qui se focalisent sur les invertébrés type holothuries, langoustes ou bénitiers. Selon les autorités française il n'existe qu'un seul bateau détenant une licence d'exploitation pour les poissons et aucune activité commerciale régulière ne se déroule aux Chesterfield sur les ressources ichtyologiques de récif. Néanmoins, en complément d'une information plutôt qualitative issue des missions précédentes, il apparaissait intéressant dans le cadre de CHESTER2010 d'obtenir des données à caractère plus quantitatif sur ces stocks. Cette information s'avère en effet cruciale pour la mise en place de toute mesure visant à une gestion durable de la zone, assurant notamment la conservation des populations de poissons de récif.

A ce titre, et en relation avec le niveau d'expertise des plongeurs disponibles, la mission CHESTER2010 s'est fixée pour objectif de décrire les populations de poissons de récif présentant une valeur commerciale.

1. Matériel et méthodes

L'étude concernant les poissons d'usage commercial a comptabilisé une cinquantaine d'heures de plongée autonome. Afin de conserver un protocole identique, cette technique a été utilisée à la fois dans les quelques mètres d'eau sous la surface jusqu'à une profondeur n'excédant pas 18 m. Les principaux endroits investigués ont concerné les récifs, les hauts fonds, les plaines et pinacles lagonaires, les récifs frangeants des îlets (côté lagonaire et océanique) et des portions de pentes externes. 38 transects ont été déployés entre le 11 et le 17 août 2010, au sein de 19 sites (Fig. 4-1). Chaque transect couvrait 500 m² (i.e. 50 m de long par 10 m de large) à deux profondeurs différentes (Tab. 4-1). Au

cours de la même plongée, les deux transects étaient mis en place respectivement près de la surface (< 5 m) et plus profond (approx. entre 10 et 15 m). La durée des plongées se situait invariablement à 40 mn. Les sites de plongée étaient choisis au hasard, et pour chaque site, une description de l'habitat et du benthos était faite par les autres équipes (voir chapitres 2 and 3). Pour chaque transect, les poissons d'intérêt commercial présents au sein des 500 m² étaient identifiés, comptés et mesurés visuellement. Ces données ont ensuite été intégrées, essentiellement pour les 12 familles présentant un intérêt commercial. Les calculs de densité et biomasse ont été effectués avec le logiciel RFID (disponible sur le site de la CPS (www.spc.org)). Ce logiciel utilise des formules de conversion allométriques longueur-poids [poids (kg) = (longueur totale en cm x constante a)^b] où a et b sont des constantes qui varient pour chaque espèce, et qui sont données par Letourneur *et al.* (1998).

Une analyse de variance multivariée (MANOVA) a aussi été conduite pour déterminer la différence en abondance et densité des populations des espèces cibles entre les pentes externes et l'intérieur du lagon.

D'autres techniques d'échantillonnage ont été employées marginalement, type pêche au palangre de fond, pour capturer certaines espèces de poissons de récif. Enfin, l'étude a aussi bénéficié de la contribution de deux plongeurs ichtyologues, qui sont Malcolm Francis (NIWA) et Eric Clua (CPS), qui ont effectué des relevés opportunistes entre 10 et 25 m de profondeur pour confirmer la présence d'espèces de poissons de récifs, commerciales ou non, la plupart du temps sur la base de photographies.

2. Résultats

Un total de 22,606 poissons d'intérêt commercial ont été répertoriés via les transects, comprenant 22 familles, 57 genre et 153 espèces (annexe 4-1). Trois espèces de requins de récif ont été identifiées sur les transects: *Carcharhinus melanopterus* (pointe noire), *C. amblyrhynchos* (requin gris) and *Triaenodon obesus* (requin corail); néanmoins, elles n'ont pas été intégrées aux calculs de biomasse.

En terme de densité, les fusilliers (Caesionidae) constituent la principale famille dans la zone (1.56 ind/m²), suivie par les perches (Lutjanidae) (1.33 ind/m²), puis les chirurgiens (Acanthuridae) (0.43 ind/m²) et les picots (Siganidae) (0.3 ind/m²) (Tab. 4-2 et Fig. 4-2). La densité globale élevée des fusilliers est liée à la présence de grands bancs de plusieurs centaines, voire milliers,

d'individus sur plusieurs transects. Les perches sont aussi en densité moyenne élevée; ce fait est néanmoins lié à la présence d'une grosse agrégation d'espèces de petites tailles sur le haut fonds lagonaire du site #5 (voir Fig. 4-1 et annexe 1, transect N°08). Ce rassemblement multispécifique comprenait *Lutjanus kasmira*, *L. quinquelineatus*, *L. gibbus* et *L. fulvus*, de taille maximale relativement faible (<30 cm de la Longueur Totale - LT). Si d'autres espèces de lutjans de taille plus imposante, telles que *Aprion virescens*, *L. bohar*, *Macolor* spp. ou *Aphareus* spp. ont été vues, c'était en revanche en faible densité (annexe 1). Le même commentaire peut être fait concernant les espèces de fusilliers, à savoir que celles de petite taille (< 25 cm en LT), telles que *Pteroscadio tile*, *P. trilineata* ou *P. pisang*, étaient prépondérantes par rapport à celles de grande taille, telle que *caesio cuning*. La densité moyenne en chirurgiens est essentiellement due à la forte présence de *Ctenochaetus striatus* et *C. binotatus*, qui étaient répartis de façon plus homogène au sein des transects, que ne l'étaient les bancs de fusilliers et perches. Elle est aussi liée à la présence d'autres espèces de petite taille telles que *Acanthurus albipectoralis*, *A. blochii* ou *A. thompsoni*; les espèces imposantes de *Naso* spp. ou encore *A. dussumieri* et *A. xanthopterus*, étaient présentes mais beaucoup moins fréquentes (voir annexe 4-1).

L'analyse multivariée de variance (MANOVA) entre les abondances d'espèces à valeur commerciale à l'intérieur du lagon et sur les pentes externes, a montré qu'il n'y avait pas de différence significative (MANOVA Pillai's Trace = 0.784, Hypothèse df = 14, p = 0.672).

Du point de vue de la biomasse, les fusilliers sont de nouveau les principaux contributeurs (30%), devant

les lutjans (27%), chirurgiens (13%) et picots (7%) (Tab. 4-3 et Fig. 4-2). La contribution de familles telles que les Scaridae, Lethrinidae ou Carangidae, se fait néanmoins plus présentes que pour les densités dans la mesure où leur faible abondance sont compensées par la taille potentiellement imposante des espèces. Pour les perroquets, cette tendance repose sur la présence de gros individus de *Chlorurus microrhinos*, *Cetoscarus bicolor* et *Hipposcarus longiceps* (annexe 4-1). Mais la compensation demeure partielle car la contribution des perroquets à la biomasse globale reste discrète, à savoir de l'ordre de 6.5% (Fig. 4-3). Le même commentaire peut être fait concernant les empereurs, avec de gros spécimens de *Lethrinus miniatus* et *L. xanthochilus*, ou les carangues, avec *Carangoides ferdau* et *Gnathanodon speciosus*, qui ne contribuent qu'à hauteur respectivement de 4% et 3% à la biomasse globale, malgré leurs tailles importantes. La biomasse moyenne par transect, calculée sur la base des 12 familles les plus intéressantes d'un point de vue commercial (Tab. 4-3), était de 54.7 g/m².

Sur la base des données issues des transects et des identifications opportunistes, l'étude a dénombré 37 espèces de poissons de récif qui n'avaient jamais été répertoriées à ce jour aux Chesterfield (Table 4-4 et Planche 4-1). Ces espèces peuvent être rajoutées aux 795 espèces répertoriées par Kulbicki *et al.* (1994a), pour déboucher sur un total de 832 espèces de poissons de récifs pour les Chesterfield, incluant deux espèces capturées par l'équipe de marquage des requins, à savoir le requin tigre *Galeocerdo cuvier* et la loche carite *Epinephelus lanceolatus*.

NB: Un poisson aiguille de 1 m LT, museau jaune, corps vert olive, nageoires bleues, avec quatre tâches noires sur les flancs, a été observé au coin nord-est de l'île

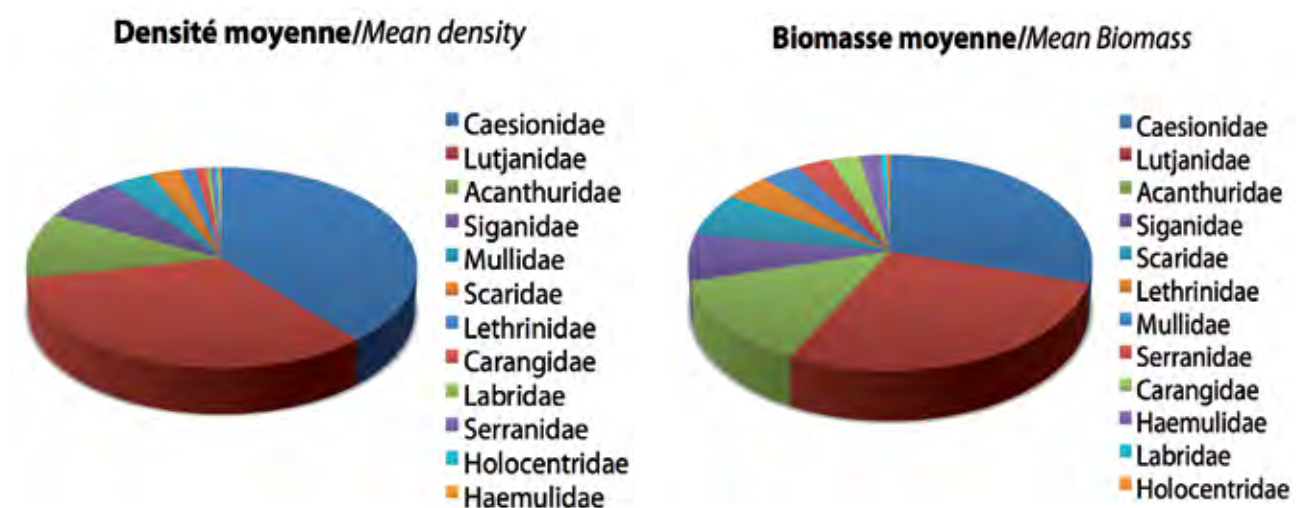


Figure 4-2. Valeurs moyennes des densités (individus/m²) et biomasses (g/m²) des 12 principales familles de poissons d'intérêt commercial.

Figure 4-2. Mean densities (individuals/m²) and biomass (g/m²) of the 12 main families of fishes of commercial interest.

Tableau 4-2. Densités moyennes des principales familles de poissons d'intérêt commercial.

Table 4-2. Mean densities of commercial fish presented per family.

Taxa-Family/ Famille	Nbr Genera/ Nbre Genres	Nb Species/ Nbre Espèces	Nbr Individuals/ Nbre Individus	Density/ Densité (ind/m ²)	Rank/ Ordre
<i>Acanthuridae</i>	5	24	5363	0.429	3
<i>Caesionidae</i>	2	8	7328	1.566	1
<i>Haemulidae</i>	2	3	17	0.011	12
<i>Lethrinidae</i>	4	13	348	0.058	7
<i>Lutjanidae</i>	4	11	6265	1.332	2
<i>Mullidae</i>	3	10	765	0.153	5
<i>Carangidae</i>	6	9	166	0.037	8
<i>Scaridae</i>	4	18	1167	0.111	6
<i>Serranidae</i>	3	9	102	0.016	9
<i>Siganidae</i>	1	5	731	0.292	4
<i>Holocentridae</i>	3	12	86	0.014	11
<i>Labridae</i>	3	6	49	0.016	10
Totaux	40	128	22387	0.336	

Tableau 4-3. Biomasses moyennes des principales familles de poissons d'intérêt commercial.

Table 4-3. Mean Biomass of commercial fish presented per family.

Famille/Family	Nom vernaculaire/ Common name	Biomasse moyenne par transect/ Mean biomass per transects (g/ m ²)	Rank/ Ordre
<i>Acanthuridae</i>	Surgeonfishes/Poissons chirurgiens	93.2	3
<i>Caesionidae</i>	Fusiliers/Fusiliers	209.4	1
<i>Mullidae</i>	Goatfishes/Barbillons	24.8	7
<i>Lethrinidae</i>	Emperor/Bossus	27.8	6
<i>Lutjanidae</i>	Snapper/Vivaneaux	196.3	2
<i>Haemulidae</i>	Sweetlips/Grosses lèvres	13	10
<i>Carangidae</i>	Jacks/Carangues	19.2	9
<i>Scaridae</i>	Parrotfishes/Perroquets	46.1	5
<i>Serranidae</i>	Groupers/Loches	21.1	8
<i>Siganidae</i>	Rabbitfishes/Picots	49.4	4
<i>Holocentridae</i>	Soldierfishes/Poissons soldats	2.2	12
<i>Labridae</i>	Wrasses/Labres	3.9	11
	Moyenne	54.7 g/m²	

Longue, nageant en surface à proximité du Warren; il pourrait s'agir de *Ablennes hians*, observation qui doit être confirmée (M. Francis, Pers. Comm.).

3. Discussion

D'un point de vue économique, la donnée la plus pertinente calculée sur la base des comptages sous-marins, concerne la biomasse moyenne par transect qui est de 54.7 g/m² (Tab. 4-3). Ce chiffre est relativement faible (voir comparaisons ci-après) et peut être en partie expliqué par le fait que les trois principales familles en densités (Caesionidae, Lutjanidae et Acanthuridae) n'étaient représentées que par des espèces de faible taille moyenne (LT < 25 cm). Si certains individus de grande taille de lutjans ou chirurgiens ont été répertoriés, ça n'a jamais été en densités suffisantes pour influencer significativement sur la biomasse globale. Par ailleurs, ces trois familles, sur qui repose la biomasse moyenne, ne sont pas les plus intéressantes d'un point de vue commercial si on les compare aux Siganidae, Scaridae, Lethrinidae, Mullidae, Serranidae ou Carangidae. Malheureusement, la biomasse moyenne de ces 6 familles, les plus porteuses du point de vue commercial, n'est que de 31.4 g/m² (calculé à partir de la Tab. 4-3).

L'abondance et la biomasse des principales espèces de poissons destinés à la consommation telles qu'évaluées dans la zone de CHESTER2010 sont significativement inférieures à celles enregistrées, avec des méthodes semblables, dans d'autres régions de la Nouvelle-Calédonie. Les mêmes indicateurs enregistrés sur la Grande-Terre dans le cadre du projet Procfish étaient respectivement de 0,55 ind/m² et 95 g/m² (Kronen et al. 2009). Une autre étude (incluant néanmoins un panel d'espèces légèrement plus élevé), conduite à la fin des années 1990 en Province Nord de la Nouvelle-Calédonie, a débouché sur des chiffres comparables pour la densité, à savoir 0,54 ind/m², mais largement supérieur pour la biomasse moyenne avec 251 g/m² (Letourneur et al. 2000). Sur la base de ces chiffres, la densité des poissons commerciaux aux Chesterfield est de 40% inférieure (0,33 contre 0,55 ind/m²) à celle des lagons de la Grande-Terre, alors que la biomasse est, quant à elle, 2 à 6 fois inférieure, selon le nombre d'espèces que l'on intègre à la comparaison. Le potentiel des Chesterfield n'est même pas au niveau de la biomasse moyenne enregistrée aux Tonga qui, malgré une forte pression de pêche récifale, se maintient à un niveau supérieur (73 g/m²) pour les espèces commerciales (Clua 2004).

Sur la base d'un nombre limité de comptages (n=38) conduits à l'intérieur et à l'extérieur du lagon, l'analyse de variance n'a pas décelé de différence en abondance des poissons d'intérêt commercial. La logique aurait voulu que la densité et la biomasse présentes sur les pentes

externes soient supérieures à celles enregistrées dans le lagon (Gust et al. 2001). S'il y avait la moindre pression de pêche sur les poissons de récif, elle se situerait en priorité à l'intérieur du lagon, étant donné l'inaccessibilité des pentes externes, le plus souvent balayées par des houles et des vents très défavorables pour la pêche. Cette pression aurait donc accentué le déséquilibre naturel en abondance. Le fait qu'il n'y ait pas de différence est donc synonyme d'une absence de pression de pêche significative et du caractère naturel et structurel de la faiblesse en densité et biomasse des espèces à intérêt commercial. Des espèces piscivores de Serranidae de grande taille n'ont pas été vues en nombre important; *Plectropomus* spp est le seul genre présentant des individus de grande taille à l'intérieur du lagon (surtout *P. leopardus*) et sur la pente externe (plutôt *P. laevis*) (annex 4-1). Pour cette famille, la comparaison avec Letourneur et al. (2000) montre néanmoins que la biomasse est relativement similaire avec une moyenne de 21 g/m² pour les Chesterfield (cette étude) contre 25 g/m² en Province Nord de Nouvelle-Calédonie. Dans la mesure où les espèces carnivores disparaissent en priorité en situation de pêche (Russ and Alcala 1998), ce point confirme, si besoin était, que la pression de prélèvement anthropique aux Chesterfield demeure très basse, à l'instar de la province Nord de Nouvelle-Calédonie (Letourneur et al. 2000).

Les enregistrements d'espèces lagonaires pélagiques ont aussi été très faibles. Seuls quelques individus de carangue baoum (*Caranx ignobilis*) et carangue bleue (*Caranx melampygus*) ont été vus. Il nous est apparu surprenant que les comptages n'aient pas inclus des espèces de chinchards type *Selar boops*, *S. crumenophthalmus* ou *Decapterus macarellus*. Ces derniers ont en effet une large distribution des tropiques aux zones tempérées et auraient, à notre avis, dû être présents dans les eaux des Chesterfield.

Tableau 4-4. (Page ci-contre) Nouvelles espèces (n=37) de poissons de récif pour les Chesterfield. Les taxons sont fournis avec la localisation des observations (N° du transect, entre 1 et 20, et N° de plongée additionnelle, entre 21 et 25) (voir la figure 4-1 pour la localisation). Les profondeurs sont données lorsqu'il s'agit d'une plongée additionnelle. Les profondeurs des transects sont données sur la Fig. 4-1. Les sources d'identification sont citées avec les initiales du plongeur (Noel Wangunu NW, Schannel Van Dijken SV, Malcolm Francis MF or Eric Clua EC), de même que l'existence de photo lorsque c'est le cas.

Table 4-4. (Right page) New records (n=37) for reef fishes from Chesterfield. The taxonomic families with species name are provided with site records (transect or additional diving ID, see Fig. 4-1), depths (when additional diving), source (person who made the identification: Noel Wangunu NW, Schannel Van Dijken SV, Malcolm Francis MF or Eric Clua EC).

Taxon/ Taxa	Espèces/Species	Sites	Prof./ Depht	Source
HOLOCENTRIDAE	<i>Sargocentron violaceum</i> Bleeker, 1853	5, 17	2 m	Obs: NW&SV
SCORPENIDAE	<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus, 1758)	21,22	12 m, 8 m	Photo: MF
SERRANIDAE	<i>Cephalopholis microprion</i> Bleeker, 1852	8		Obs: NW&SV
	<i>Variola albimarginata</i> ¹ Baissac, 1953	23		Photo: EC
CIRRHITIDAE	<i>Paracirrhites hemistictus</i> Gunther, 1874	13		Obs: NW&SV
APOGONIDAE	<i>Cheilodipterus macrodon</i> (Lacepède, 1802)	21, 22	8 m	Obs: MF
	<i>Ostorhinchus capricornis</i> (Allen & Randall 1993)	21	8 m	Photo: MF
CARANGIDAE	<i>Trachinotus bailloni</i> Lacepede, 1801	2		Obs: NW&SV
CAESIONIDAE	<i>Caesio teres</i> Seale, 1906	12		Obs: NW&SV
	<i>C. cuning</i> Bloch, 1871	5, 12		Obs: NW&SV
	<i>Pterocaesio lativittata</i> Carpenter, 1987	1, 5		Obs: NW&SV
LETHRINIDAE	<i>Gymnocranius euanus</i> (Günther, 1879)	3, 21	8-25 m	Photos: MF, EC
	<i>Gymnocranius microdon</i> (Bleeker, 1851)	3		Photo: NW
	<i>Lethrinus lentjan</i> Lacepede, 1802	5		Obs: NW&SV
	<i>Monotaxis heterodon</i> Bleeker, 1854	15, 20		Obs: NW&SV
NEMIPTERIDAE	<i>Pentapodus aureofasciatus</i> ² Russell, 2001	25	10 m	Photos: MF
	<i>Scolopsis bilineatus</i> Bloch, 1793	5		Obs: NW&SV
	<i>Scolopsis lineatus</i> Quoy & Gaimard, 1824	4, 7		Obs: NW&SV
	<i>Scolopsis trilineatus</i> Kner, 1868	3		Obs: NW&SV
MULLIDAE	<i>Upeneus tragula</i> Richardson, 1846	2, 3		Obs: NW&SV
PEMPHERIDAE	<i>Pempheris oualensis</i> Cuvier in Lesson, 1831	19		Obs: NW&SV
KYPHOSIDAE	<i>Kyphosus bigibbus</i> ³ Lacepède, 1801	24	3 m	Photo: EC
	<i>Kyphosus pacificus</i> Sakai & Nakabo, 2004	24		Photo: EC
POMACENTRIDAE	<i>Abudefduf vaigiensis</i> ⁴ (Quoy and Gaimard, 1825)	23	5 m	Photo: EC
LABRIDAE	<i>Coris batuensis</i> (Bleeker, 1857)	21, 22, 25	6-12 m	Photos: MF
PENGUIPEDIDAE	<i>Parapercis australis</i> Randall, 2003	25	10 m	Photo: MF
	<i>Parapercis lineopunctata</i> Randall, 2003	25	10 m	Photo: MF
ACANTHURIDAE	<i>Acanthurus mata</i> Cuvier, 1829	3, 4, 6, 8, 12		Obs: NW&SV
	<i>A. leucopareius</i> Jenkins, 1903	17		Obs: NW&SV
	<i>Prionurus microlepidotus</i> Ogilby, 1887	13		Obs: NW&SV
GOBIIDAE	<i>Vanderhorstia ambanoro</i> ⁵ (Fourmanoir, 1957)	25	10 m	Photo: MF
EPHIPIDAE	<i>Platax teira</i> (Forsskål, 1775)	22	8 m	Obs: EC
SIGANIDAE	<i>Siganus lineatus</i> Valenciennes in C & V, 1835	1, 6, 20		Obs: NW&SV
	<i>Siganus punctatissimus</i> Fowler & Bean 1929	18		Obs: NW&SV
	<i>Siganus spinus</i> Linnaeus 1758	3		Obs: NW&SV
SPHYRAENIDAE	<i>Sphyraena qenie</i> Klunzinger, 1870	18		Obs: NW&SV

¹ Capturée à la ligne / caught by handline

² Identité confirmée par B. Russel / ID confirmed by B. Russel

³ Identité confirmée par K. Clements / ID confirmed by K. Clements

⁴ Identité confirmée par M. Kulbicki / ID confirmed by M. Kulbicki

⁵ Identité confirmée par J. E. Randall / ID confirmed by J. E. Randall

Les observations sur la complexité de l'habitat ont conclu à une faible variabilité (cf. chapitre 2). A première vue, les pentes externes possédaient une complexité corallienne limitée, ce qui est généralement un facteur pouvant expliquer une faible diversité chez les poissons inféodés au récif. En effet, cette faible variabilité s'accompagne d'une carence en refuges nécessaires à la survie de nombreuses espèces de poissons (Ault and Johnson 1998). Mais d'autres facteurs géomorphologiques, oeuvrant à une échelle supérieure, peuvent aussi expliquer la faiblesse en abondance et diversité des poissons de récifs. En particulier l'isolement qui influe négativement sur la richesse spécifique selon la théorie de la biogéographie des îles (McArthur and Wilson 1967), ou encore "la théorie neutre unifiée" de Hubbell (2001).

La durée limitée de certains cycles larvaires d'espèces rencontrées en Nouvelle-Calédonie et Australie de l'Est, combinées avec le facteur limitant de l'habitat, les aléas des courants et l'histoire géologique des Chesterfield peuvent aussi expliquer cette faible richesse. Une étude scientifique sur la variabilité spécifique des genres *Scolopsis* spp. et *Siganus* spp. a montré qu'ils étaient également représentés sur la Grande Barrière d'Australie et en Nouvelle-Calédonie, mais qu'ils étaient sous-représentés aux Chesterfield Kulbicki *et al.* (1994b). Dans notre étude,

la tendance est respectée et seules les trois espèces *Scolopsis lineatus*, *S. bilineatus* et *S. trilineatus* ont été enregistrées au sein des Nemipteridae.

Le faible nombre de juvéniles et sub-adultes enregistré lors des comptages (N. Wangunu, pers. obs.) montre à quel point les Chesterfield semblent isolés et défavorisés pour le renouvellement de leurs populations de poissons de récif. Le nombre restreint d'habitats disponibles se conjuguent probablement négativement à cet isolement, notamment l'absence de mangroves ou d'herbiers pouvant servir de nurseries à diverses espèces de poissons de récif (Kulbicki 2007).

Conclusion et recommandations

Sur la base de nos comptages, les récifs des Chesterfield ne présentent aucun potentiel d'utilisation commerciale durable des stocks de poissons de récif.

En revanche, les Chesterfield présentent les caractéristiques d'un archipel relativement préservé qui devrait être intégré à un réseau d'Aires Marines Protégées, dans la mesure où, malgré leur isolement, ils constituent peut-être un réservoir génétique pour des zones adjacentes telles que la Nouvelle-Calédonie ou la Grande Barrière de Corail australienne. Par ailleurs, ils ne présentent aucun enjeu commercial fort sur les poissons commerciaux et toute décision d'interdiction de pêche ne devrait rencontrer que très peu de résistance avec le secteur privé.

Si la pêche récréative devait être autorisée sur la zone, il faudrait mettre en oeuvre des mesures qui garantissent la conservation des populations fragiles de poissons prédateurs type Serranidae (en particulier les genres *Epinephelus* spp., *Cephalopholis* spp., et *Plectropomus* spp.). La présence d'une loche carite *E. lanceolatus* (Fig. 4-3) est un bon indicateur du caractère préservé de tout excès d'activité anthropique de la zone, qu'il conviendrait de maintenir autant que faire se peut. Cet objectif de conservation devrait aussi concerner en priorité les familles de Lutjanidés et Lethrinidés.

Une étude devrait être consacrée à un calcul des Prises par Unité d'Effort (PUE) afin de fournir des informations complémentaires (et potentiellement cohérentes) sur

Figure 4-3. Gros plan sur la tête de la loche carite *Epinephelus lanceolatus* qui a été pêchée et marquée par l'équipe requin durant la mission; cette espèce est particulièrement vulnérable à la pêche et sa capture devrait être interdite.

Figure 4-2. Close up on the head of the Queensland giant grouper *Epinephelus lanceolatus* that was fished and tagged by the shark team during the trip; this species is highly vulnerable to fishing and its capture should be forbidden.



Photo@ T. VIGNAUD

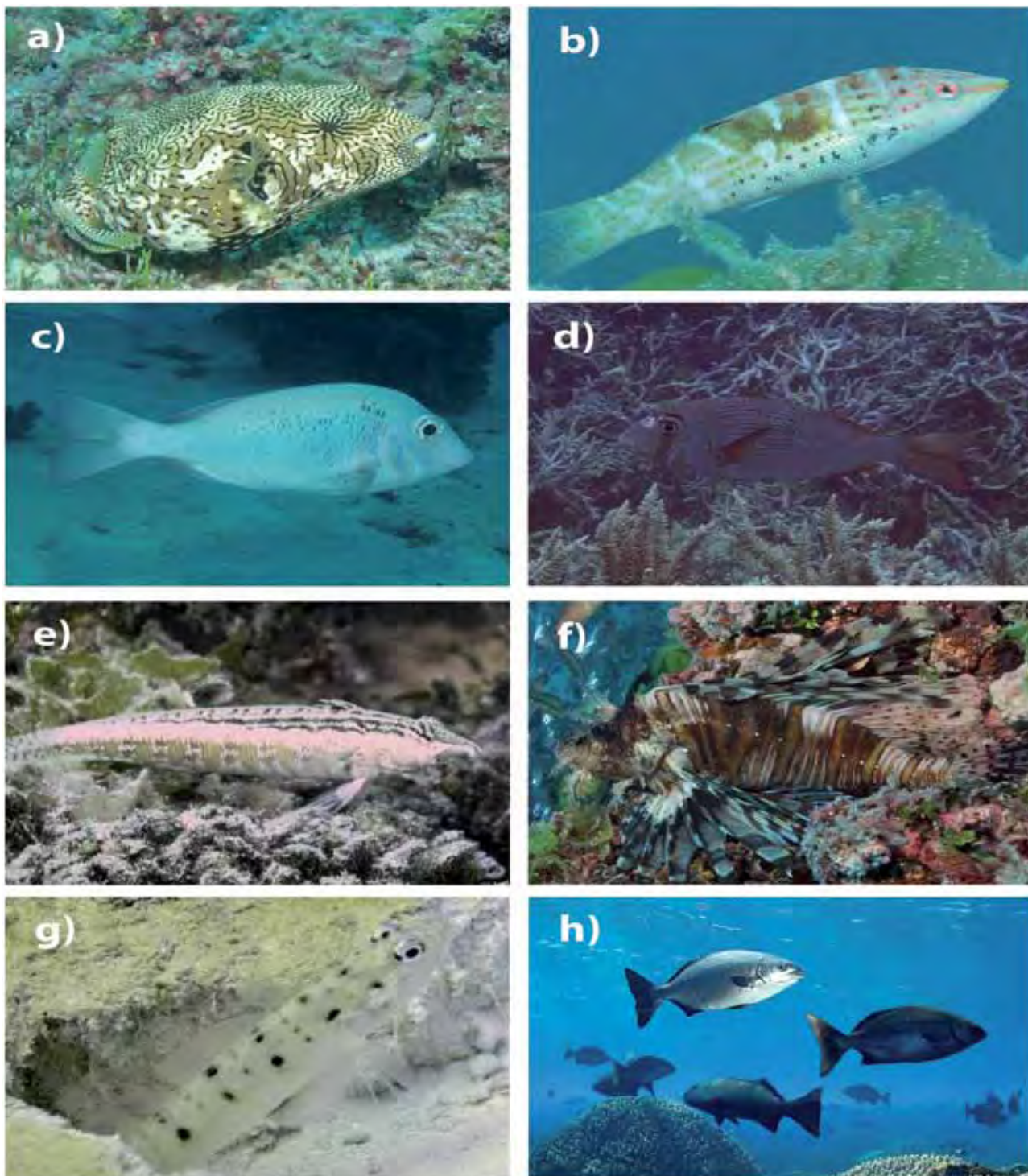


Planche 4-1. Photos de nouvelles espèces de poissons de récif identifiées dans le cadre de CHESTER2010, prises par Malcolm Francis (MF), Eric Clua (EC) et Noël Wangunu (NW). Du haut vers le bas: (a) Poisson ballon griffonné (*Arothron mappa*) (MF); (b) Labre varié (*Coris batuensis*) (MF); (c) Bossu blanc à point noir (*Gymnocranius euanus*) (MF); (d) Bossu blanc à tête barrée (*Gymnocranius microdon*); (e) Perche de sable (*Parapercis australis*) (MF); (f) Rascasse volante (*Pterois volitans*) (MF); (g) Gobbie Ambanoro (*Vanderhorstia ambanoro*) (MF); (h) Saupe grise (*Kyphosus bigibbus*) (gauche) et Saupe du Pacifique (*K. pacificus/sandwicensis*) (droite) (EC)

Plate 4-1. Photos of new species identified during CHESTER2010, taken by Malcolm Francis (MF), Eric Clua (EC) and Noël Wangunu (NW). From the top to the bottom: (a) Map puffer fish (*Arothron mappa*) (MF); (b) Variegated Wrasse (*Coris batuensis*) (MF); (c) Japanese large-eye bream (*Gymnocranius euanus*) (MF); (d) Blue-spotted large-eye bream (*Gymnocranius microdon*); (e) Southern Grubfish (*Parapercis australis*) (NW); (f) Red lion fish (*Pterois volitans*) (MF); (g) Ambanoro prawn-goby (*Vanderhorstia ambanoro*) (MF); (h) Grey Chub (*Kyphosus bigibbus*) (left) and Pacific Chub (*K. pacificus/sandwicensis*) (right) (EC).

les stocks de poissons de récif. L'intérêt adjacent d'une telle étude reposerait sur la récolte d'échantillons d'ADN qui permettrait d'appréhender la signature génétique de certains stocks de poissons des Chesterfield, tels que les loches, empereur ou perroquets, afin de la comparer avec celle des stocks similaires de poissons de la Grande-Terre. Ces données permettraient de mieux cerner la connectivité génétique qui peut exister entre cet archipel lointain et la Grande-Terre. Si l'hypothèse d'une connectivité génétique était vérifiée, cela renforcerait la nécessité d'assurer la conservation de cette zone lointaine en tant que réservoir génétique précieux pour sa propre résilience, mais aussi celle de la Nouvelle-Calédonie et/ou de la Grande Barrière de Corail australienne.

En conclusion, il convient de noter que les résultats et conclusions de cette étude dépendent fortement du temps disponible et, de fait, la taille limitée de l'échantillonnage. D'autres études similaires et étendues aux zones adjacentes (récifs Bampton et Bellona), ainsi qu'à d'autres périodes de l'année (autre que l'hiver), sont recommandées pour améliorer la qualité et pertinence de ces résultats préliminaires.

Bibliographie

- Ault T. R. and Johnson C. R., 1998. Spatial Variation in Fish Species Richness on Coral Reefs: Habitat Fragmentation and Stochastic Structuring Processes. *Oikos* 82(2): 354-364.
- Clua E., 2004. Influence relative des facteurs écologiques et de la pêche sur la structuration des stocks de poissons récifaux dans six pêcheries artisanales du Royaume des Tonga (Pacifique Sud). Thèse EPHE. 226 p.
- Gust N., Choat J.H., McCormick M.I., 2001. Spatial variability in reef fish distribution, abundance, size and biomass: a multi-scale analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 214: 237-251.
- Hubbel S.P., 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. 375 pp. Princeton Univ. Press.
- Kronen M., Boblin P., et al. 2009. Nouvelle-Calédonie rapport de pays: profils et résultats des enquêtes réalisées à Ouassé, Thio, Luengoni, Oundjo et Moindou (mars, avril et novembre 2003, janvier, février, avril, juin, août et novembre 2004, avril et mai 2005, de janvier à mars 2006 et janvier et février 2007). Programme Pacifique régional des Pêches côtières et océaniques (PROCFish/C/CoFish). Nouméa, Nouvelle-Calédonie : Secrétariat général de la Communauté du Pacifique (CPS). xxxviii, 439 p.
- Kulbicki M., Randall J., Rivaton J., 1990. Checklist of the fishes of the Chesterfield Islands (New Caledonia)

ORSTOM Centre de Nouméa Océanographie. Rapport Scientifique et Technique.

- Kulbicki M., Randall J.E., Rivaton J., 1994a. Checklist of the Fishes of the Chesterfield Islands (Coral Sea). *Micronesia* 27(1/2): 1-43.
- Kulbicki M., Bargibant G., et al. 1994b. Evaluation des ressources en poissons du lagon d'Ouvéa, III: Les poissons. *Rapp. Conv. Sci. Mer Biol. Mar. ORSTOM. Nouméa.*
- Kulbicki M., 2007. Biogeography of reef fishes of the French Territories in the South Pacific. *Cybiu*, 31(2): 275-288.
- Letourneur Y., Kulbicki M., Labrosse P., 1998. Length-Weight relationships of fish from coral reefs and lagoons of New Caledonia, south Western Pacific Ocean. An update, Naga, The ICLARM Quat. 21: 39-46.
- Letourneur Y., Kulbicki M., Labrosse P., 2000. Fish stock assessment of the Northern New Caledonian lagoons: 1- Structure and stocks of coral reef fish communities. *Aquat. Living Resour.* 13(2): 65-76.
- McArthur R.H. and Wilson E.O., 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton Univ. Press.
- Russ, G. R. and A. C. Alcala (1998). "Natural Fishing Experiments in Marine Reserves 1983-1993: Roles of Life History and Fishing Intensity in Family Responses." *Coral Reefs* 17(4): 399-416.



Photo@ E. CLUA

Introduction

Few studies on inshore reef finfishes have been conducted in the area surveyed through the mission CHESTER2010, which was focusing on the Chesterfield reefs. The main contribution relies on the mission CORAIL1 organized by IRD (former ORSTOM) in 1988 (Kulbicki *et al.*, 1990). Following this mission, a comprehensive fish list for Chesterfield Archipelago was published by Kulbicki *et al.* (1994). This list includes all the fish species, whatever their potential use by humans, and the emphasis was so far put on species diversity rather than densities and biomass of the set of species, in particular those with a commercial interest.

The Chesterfield reefs are regularly visited by small size fishing boats that are mainly focusing on commercial reef invertebrates such as Holothurians, lobsters or clams. As far as French authorities are concerned, there is not any regular commercial fishing of reef finfishes in these reefs. However, in addition to the qualitative data that was provided so far by the previous scientific missions, it would be useful to get complementary assessments from a quantitative point of view of these stocks. This information would be critical for the setting up of any potential management plan to be implemented in the area for insuring the sustainability of the populations of reef finfish.

Therefore, for this 2010 survey and in accordance with the expertise of the divers, the focus was purposely only put on reef finfishes that were of commercial fishing value.

1. Material and methods

Studies on target reef fishes amounted to 50 hours using self-contained underwater breathing apparatus (SCUBA). In both shallow and deep water areas, SCUBA was used in order to provide consistency in data collection. Key survey localities included lagoonal reefs, pinnacles, bommies, exposed outer fringing reefs of Islets and outer slopes. A total of 19 sites comprising 38 transects were surveyed between the 11th and 17th of August 2010 (Fig. 4-1). Each transect of 500 m² (i.e. 50 m by 10 m) was surveyed at least at two different depth ranges (Tab. 4-1). In one dive, two separate transects were laid out at the deeper part, then at the shallow part of the reef. In most cases, the deeper transect was usually between 16-17 meters while the shallower transect was usually done at 4-5 meters. Dive time for each transect was maintained between 30 and 40 minutes. Assessment sites within the Archipelago were selected haphazardly and in each fish assessment area,

reef benthos and coral cover percentage were also assessed by other scientists (see chapters 2 and 3). Each survey documented species diversity, abundance and length of the fish within the 500 m² area. In determining population density, fish counts were made only for the target commercial species. Data on individual fish species were later pooled, providing 12 major reef fish families with high population densities. Fish densities and biomass were calculated for the fish and the families using RFID software (available on SPC website: www.spc.org). This software uses allometric length-weight conversion formula [weight (kg) = (total length in cm x constant a)^b] where a and b were constants for each species. The values for constants were obtained from Letourneur *et al.* (1998).

A Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) was also implemented to determine the difference in abundance and density of target reef fish populations in the lagoon and outer exposed reefs.

Other *minor* sampling methods like bottom line fishing was done to also sample some reef fish specimen. In some cases, and thanks to the contribution of other ichthyologists such as Malcolm Francis (NIWA) and Eric Clua (SPC), other commercial and non commercial species were also recorded in depths comprised between 10 and 25 m, if the identification could reliably be done, particularly through underwater photography.

2. Résultats

A total of 22,606 fish of commercial interest were recorded through the experts' survey, comprising 22 families, 57 genera and 153 species (see annex 4-1). Three species of reef sharks were included: *Carcharhinus melanopterus* (Reef Blacktip shark), *C. amblyrhynchos* (Grey reef shark) and *Triaenodon obesus* (Reef whitetip shark) as they were recorded on transects; however, they were removed from the calculation of biomass of commercial species. Other species were also present and caught by the shark tagging team including *Galeocerdo cuvier* (Tiger shark) and *Epinephelus lanceolatus* (Giant Queensland Grouper).

In terms of density, fusiliers (Caesionidae) recorded the highest number of individuals in the area (1.56 ind/m²) followed by snappers (Lutjanidae) (1.33 ind/m²), then surgeonfishes (Acanthuridae) (0.43 ind/m²) and rabbitfishes (Siganidae) (0.3 ind/m²) (Tab. 4-2 and Fig. 4-2). The high mean density of fusiliers is linked to the presence of some large schools of hundred or thousands of individuals on several transects. The

Lutjanidae family also showed a high average density; however, this figure is due to the fact that most of the accounted fishes were from a large aggregation recorded at site #5 (see appendix 4-1, transect N°08) on a patch reef inside the lagoon (Fig. 4-1). This multispecies aggregation comprised *Lutjanus kasmira*, *L. quinquelineatus*, *L. gibbus* and *L. fulvus*. The maximum length of these species of snappers remain low (<30 cm Total Length -TL). If larger species of lutjanids such as *Aprion virescens*, *L. bohar*, *Macolor* spp. or *Aphareus* spp. were identified on transects, they were however in few densities. The same comment works for the fusiliers as the most frequent species were *Pterocaesio tile*, *P. trilineata* or *P. pisang* for which the TL remains below 25 cm. Larger species of Caesionidae such as *Caesio cuning* were seen in much lower densities. The high mean density of surgeonfishes is based on the high number of *Ctenochaetus striatus* and *C. binotatus* which are more homogeneously distributed amongst the transects than fusiliers or snappers. It is also based on other small size species such as *Acanthurus albipectoralis*, *A. blochii* and *A. thompsoni*; large species of *Naso* spp. or *A. dussumieri* and *A. xanthopterus* were indeed much less frequent (see annex 4-1). Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) done on the population and abundance of target reef fishes illustrate no significant difference in density and abundance in the lagoon and on outer exposed reefs (MANOVA Pillai's Trace = 0.784, Hypothesis df = 14, p = 0.672).

For biomass, fusiliers are still the main contributors (30%), before snappers (27%), surgeonfishes (13%) and rabbitfishes (7%) (Tab. 4-3 and Fig. 4-2). Compared to densities, a different pattern of contribution to biomass is however visible as the size of some species of Scaridae, Lethrinidae and Carangidae allow these families to better contribute to the global figure. For scarids, it is linked to the presence of large individuals of species such as *Chlorurus microrhinos*, *Cetoscarus bicolor* and *Hipposcarus longiceps* (annex 4-1). The above average size of these fishes could not however fully compensate their low density and the parrotfishes only accounted for 6.5% to the total biomass (Fig. 4-3). The same comment can be made for emperors, that included large specimens of *Lethrinus miniatus* and *L. xanthochilus*, or jacks, with large specimen of *Carangoides ferdau* and *Gnathanodon speciosus*, that only accounted for respectively 4% and 3% of the global biomass. The mean biomass per transect, calculated from the 12 main families of commercial finfishes (Tab. 4-3), was 54.7 g/m².

In addition to the data collected through the commercial fish survey, this study further identified 37 new fish species that have never been recorded previously (Table 4-4 and Plate 4-1). These species could now be added to the documented 795 species (see fish list completed by Kulbicki *et al.* 1994a) to provide a new total of 832 species of reef finfish in Chesterfield reefs.

NB: A 1 m TL Needlefish, yellow snout, olive green body, light blue fins with 4 black blotches on posterior flanks, was observed in the NE corner of Ile Longue, swimming around back of the Warren boat, eating minced tuna. It could be a flat Needlefish (*Ablennes hians*); this observation would however need to be fully confirmed (M. Francis, Pers. Comm.).

3. Discussion

From an economic point of view, the most relevant figure calculated from the fish survey is based on the mean biomass per transect of 54.7 g/m² (Tab. 4-3). This figure is quite low (see comparisons here after) and can be explained by the fact that the 3 most dense families (Caesionidae, Lutjanidae and Acanthuridae) were mainly represented by small size species (Max. Length < 25 cm). If some large individuals of snappers and surgeonfishes were recorded, it was not in densities high enough to significantly increase the mean biomass per transect. Actually, if these 3 most dense families remain the best contributors to the global biomass, they are not the most attractive from a commercial point of view, compared with Siganidae, Scaridae, Lethrinidae, Mullidae, Serranidae and Carangidae. Unfortunately, the mean biomass calculated from these 6 most attractive commercial families is only around 31.4 g/m² (calculated from Tab. 4-3).

Commercial target fish species abundance and biomass in the Chesterfield Archipelago were significantly lower than similar surveys conducted in the New Caledonia region. The same figures (involving the same commercial species) collected during the Procfish project on New Caledonia mainland, were respectively around 0.55 individual/m² and 95 g/m² (Kronen *et al.* 2009). Another study (involving a larger set of commercial species) conducted in the late nineties in the mainland showed a similar trend for the density with 0.54 individual/m² and even higher figures for mean biomass with 251 g/m² (Letourneur *et al.* 2000). Based on these figures, the density of commercial fishes in Chesterfield is around 40% lower (0.33 against 0.55 individual/m²) than in the lagoons of the New Caledonian mainland, when biomass can be from 2 to 6 times lower (depending on the number of species involved in the calculation). The potential of Chesterfield is not even higher than in a place such as Tonga which is submitted to a significant fishing pressure, but still have higher biomass (73 g/m²) for commercial species (Clua 2004).

In spite of a low number of surveys carried out in the lagoon and on the outer reefs, results illustrate that there was no difference in the number and density of reef fishes found in the lagoon and on the outer seaward reefs. In usual conditions, we could expect the density and biomass of the fish on the outer slope to be higher than in the lagoon (Gust *et al.* 2001). If there was any existing

fishing pressure on reef finfishes in the Chesterfield, and due to the very rough conditions existing on the outer slope, it would rather develop in the lagoon rather than on the outer slope. Therefore, the fishing pressure would have enhanced that natural difference. The fact that figures are very close on the outer slope and into the lagoon leads us to put forward the hypothesis of a natural low density and biomass of the reef finfishes in the Chesterfield in absence of any significant fishing pressure. Top predator fishes from the family of Serranidae were not recorded in large numbers; *Plectropomus* spp were the only species having few individuals of large sizes either in the lagoon (mainly *P. leopardus*) or the outer slope (rather *P. laevis*) (annex 4-1). For this family, the comparison with the study by Letourneur et al. (2000) shows however a similar trend for the biomass with an average of 21 g/m² in Chesterfield (this study) against 25 g/m² in the Northern Province. As carnivorous species tend to decrease in priority under any fishing pressure (Russ and Alcala 1998), this point confirms that fishing pressure in Chesterfield remains very low, such as in the Northern province of New Caledonia (Letourneur et al. 2000).

Records of pelagic species were also low. Only a few individuals of giant trevally (*Caranx ignobilis*), bluefin trevally (*Caranx melampygus*) were seen both inside the lagoon and on seaward reefs. It was unusual that the survey did not record any species of scads particularly oxeye scad (*Selar boops*), Bigeye scad (*Selar crumenophthalmus*) or Mackerel scad (*Decapterus macarellus*). These species have a wider distribution from the tropics to temperate waters and therefore were expected to be recorded at some of the sites surveyed in the outer exposed reefs as well as in channels and passages.

Observations on reef habitat complexities showed low variability. Most of the reef systems on the outer sea front showed low scleractinian complex coral cover and as such, failed to provide adequate habitat to support high fish diversity. Exposure to high swells and surf conditions could be a possible explanation to these low habitat complexities and shelter availability (Ault and Johnson 1998). Thus, other scientific explanations could be used to further exemplify the low level of species diversity and abundance observed (Kulbicki 2007). Island isolation is also a significant factor for explaining such a low richness, which can be related to the theory of island biogeography (McArthur and Wilson 1967) or the “unified neutral theory” of Hubbell (2001).

Short larval duration of some species found in New Caledonia and the Great Barrier Reef coupled with habitat selection, currents and geological history of Chesterfield are potential attributes for low fish diversity. A scientific study on the abundance of *Scolopsis* spp. and *Siganus* spp. showed an equal representation in New Caledonia and the Great Barrier Reef however, failed to show the same representation in Chesterfield. Nevertheless, Kul-

bicki *et al.* (1994a) confirms a similar trend in the population of Nemipteridae. In this survey, our data shows that *Scolopsis lineatus*, *S. bilineatus* and *S. trilineatus* were the only three species from this genus.

Low numbers of juveniles and sub-adult population relates the significance of the isolation of Chesterfields is. A combination of isolation and low number of habitats (as observed in this survey), in particular the absence of mangrove ecosystem and the few seagrass habitats available, which serves as important nursery grounds for reef fish, can further contribute to this low diversity and density of reef finfishes (Kulbicki 2007).

Conclusion

Based on our surveys, the reefs of the Chesterfield do not show any reef finfish stock that could allow any sustainable commercial fishing.

The lagoon and offshore waters of the Chesterfield Archipelago have however nearly pristine coral and fish assemblage and are hereby recommended for MPA network. In spite of a low fish diversity, Chesterfield could however constitute a source of genetic diversity for many reef fish species of many reefs in the Coral Sea, and deserve to be protected. If any recreational fishing was allowed in the area, it would also be of high priority to manage the population of large predatory fishes, particularly the family of Serranidae (especially *Epinephelus* spp., *Cephalopholis* spp., and *Plectropomus* spp.). The presence of Queensland giant groupers *E. lanceolatus* (Fig. 4-3) is a good indicator of the pristine character of the area that should be maintained as far it is possible. Lutjanids and Lethrinids are also concerned by the need for a conservation strategy.

A later study on reef fishes catch per unit effort (CPUE) is hereby recommended in order to provide complementary information on finfish stocks. A side interest of such a study would be to include DNA sampling in order to better assess the genetic connectivity between Chesterfield and other areas in the Coral Sea for major finfish species of commercial interest such as parrotfishes, emperors or groupers. If the hypothesis of a significant difference between the genetic profile of fish from Chesterfield and New Caledonia mainland was validated, it would highlight the critical need to maintain the integrity of these remote reefs as a source for genetic variability of exploited fish stocks of the Coral Sea, contributing to their resilience at the global scale.

In conclusion, it must be noted that results and conclusions from this survey are limited by temporal and spatial factors such as the small number of sites surveyed, the area covered by site selection and the time of year (winter). Further sampling effort within the archipelago conducted at different times of the year would allow for additional ecological conclusions to be drawn.

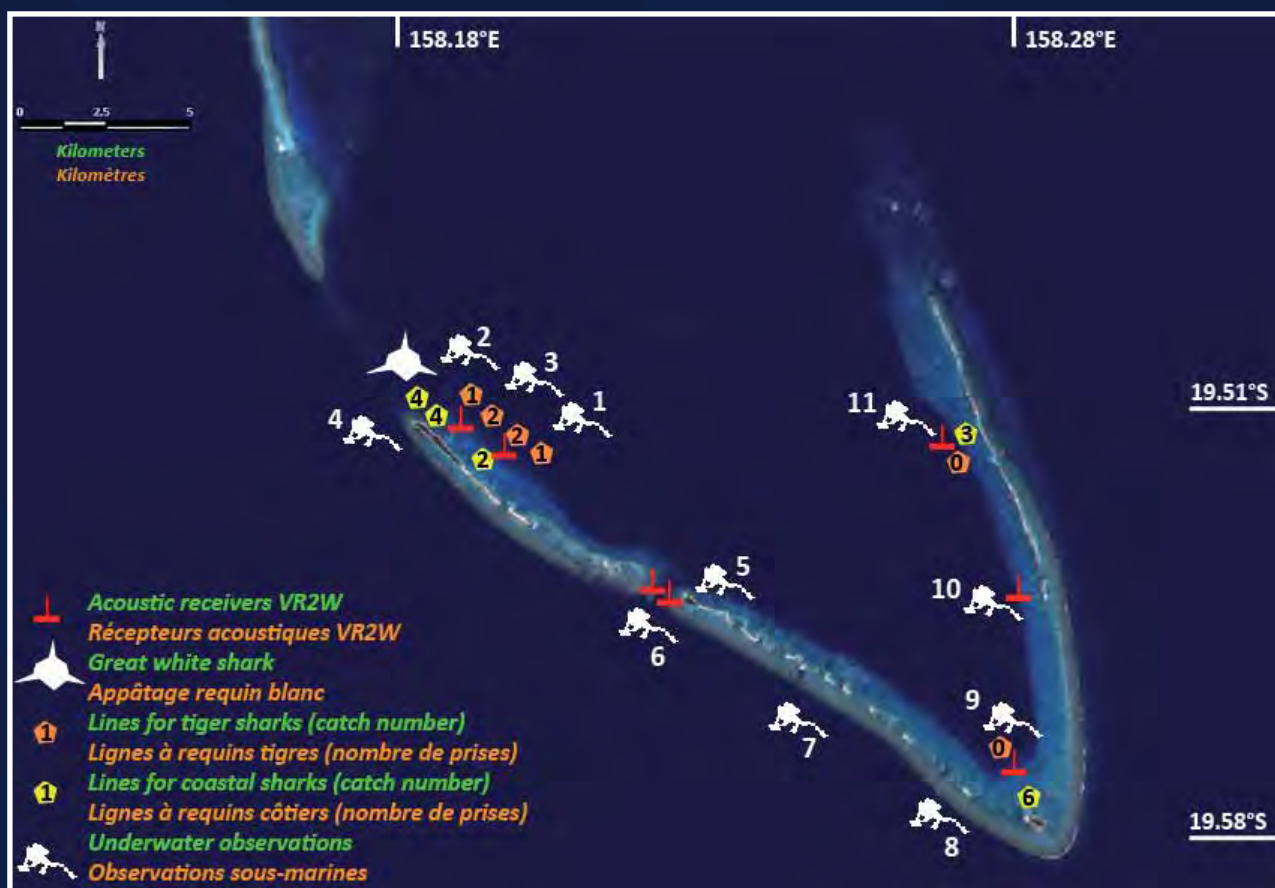


Figure 5-1. Localisation des actions menées pour le projet requin dans le cadre de la mission CHESTER2010. Les chiffres à l'intérieur des icônes indiquent le nombre de requins capturés par la ligne de pêche. Les chiffres accolés aux icônes de plongeur indiquent le numéro de la plongée (cf. chapitre 5-3).

Figure 5-1. Location of the actions conducted for the shark project in the framework of the CHESTER2010 mission. Figures inside the icons indicate the number of captured shark per fishing line. Figures attached to the diver icons indicate the dive ID (see chapter 5-3).

RÉSUMÉ

Les requins jouent un rôle clef dans les écosystèmes coralliens. Alors que les espèces de petite taille (type requins à pointe noire, pointe blanche, gris, etc.) sont relativement territoriaux, les grandes espèces (type requins blanc ou tigre) sont capables de migrations importantes avant de revenir fréquenter les abords des récifs coralliens. L'objectif du projet requin dans la cadre de la mission CHESTER2010 était de collecter des informations sur les connectivités spatiale et génétique au sein de la mer de Corail, via des prélèvements génétique et du marquage. L'information collectée est censée permettre une évaluation indirecte à la fois de la résilience de ces espèces de requins autour de ces récifs lointains mais aussi du rôle de ces populations à l'échelle sous-régionale.

En dépit d'un effort important d'appâtage, aucun requin blanc n'a pu être marqué afin d'étudier les trajectoires de retour vers la Nouvelle-Zélande en période estivale. L'absence de cette espèce peut être liée à celle constatée d'une de ses proies favorites, la baleine à bosse.

En revanche, la mission a permis le marquage de six requins tiges avec des balises acoustiques V16. Six d'entre eux ont aussi été marqués avec des balises satellites et sept récepteurs acoustiques (VR2W) ont été déployés dans la zone afin d'avoir un aperçu de leurs déplacements et de leur fidélité à ce site. Nous avons aussi calculé des prises par unité d'effort (PUE) qui ont été comparées à celles observées autour de la Nouvelle-Calédonie. La tendance est à une densité supérieure pour les Chesterfield (0,3 requin/hameçon) comparé à la Grande Terre (0,1 requin/hameçon), avec des animaux plus gros aux Chesterfield. Les résultats préliminaires indiquent que ces récifs pourraient constituer une zone importante d'agrégation des tigres, avant que ces derniers ne migrent dans les eaux océaniques alentours dans un rayon de plusieurs centaines de km, tant vers l'Australie que la Nouvelle-Calédonie.

Etant donné leur éloignement, les Chesterfield devaient présenter des concentrations importantes en requins de récifs, telles que l'affirmaient plusieurs témoignages. Nous avons néanmoins constaté des densités en requins gris très faibles malgré un effort important d'appâtage, et des individus vus ou capturés de petite taille (taille moyenne <120 cm). Pour le pointe noire, les PUE étaient très faibles comparées à celles de Polynésie Française ou Nouvelle-Calédonie (Grande-terre). La densité des requins de récifs baisse généralement en hiver mais l'hypothèse la plus probable repose sur une surpêche (au moins dans la zone étudiée) récente des requins côtiers des Chesterfield, probablement par des navires étrangers.

Compte tenu de la nécessité de maintenir des populations de requins saines autour des récifs Chesterfield, il est fortement recommandé de mettre en œuvre une interdiction complète de toute pêche qui pourrait nuire aux populations de requins dans toute la zone. Il est également recommandé d'organiser des campagnes d'échantillonnage d'ADN complémentaires afin d'effectuer des analyses génétiques visant à déterminer la résilience des populations locales de requins et la connectivité génétique de ces récifs avec le reste de la mer de Corail.

ABSTRACT

Sharks play a critical role in reef ecosystems. While small size species (such as Black tip, White tip, Grey reefers, etc.) remain quite territorial, large species (such as White and Tiger sharks) can migrate long distances before frequenting coral reefs. The purpose of the shark project in the framework of CHESTER2010 was to collect information about spatial and genetic connectivity amongst the Coral Sea, through genetic sampling and tagging of sharks. The collected information aims to indirectly assess both the resilience of the sharks around these remote reefs and the role of these shark populations at a sub-regional scale.

In spite of a large chumming effort, no white sharks could be tagged in order to study their potential return track toward New Zealand during summer time. The absence of this species might be linked to the absence of their prey, the Humpback Whales.

*However, the mission allowed the tagging of six tiger sharks, *Galeocerdo cuvier* (260 to 332 cm total length) with V16 internal acoustic tags. Four large sharks were also fitted with satellite archival tags and seven VR2W acoustic receivers were deployed in the area to provide insight into the home range and site fidelity of Tiger sharks. The mission also allowed the calculation of catch-per-unit-effort (CPUE). CPUE in the Chesterfield reefs were compared to CPUE registered around the island of New Caledonia. A trend towards higher CPUE of Tiger sharks was apparent in the remote Chesterfield reefs (0.3 shark/hook) compared to the locations in New Caledonia (0.1 sharks/hook respectively) with smaller tiger sharks caught in the island of New Caledonia. Preliminary results seem to indicate that Chesterfield reefs may be a critical ground for concentration of Tiger sharks that use the oceanic environment in a range of several hundreds of km, both toward Australia and New Caledonia.*

Given their remoteness, the Chesterfield reefs should be a pristine area, displaying high densities of reef sharks. However, we found that the density of grey reef sharks was relatively low, even organizing massive chumming, and that all individuals were small (average size <120 cm TL). Regarding the blacktip reef shark, we found a very low CPUE compared to French Polynesia and New Caledonia (Grande Terre). Reef sharks usually show lower densities during winter time, but the collected information would rather indicate that the Chesterfield reef sharks (at least in the studied area) were probably heavily fished (poached) in the recent past, probably by foreign vessels.

Given the need to maintain healthy shark populations in the Chesterfield reefs, including for the purpose of maintaining the connectivity amongst the Coral Sea, it is strongly suggested to implement and enforce a complete ban on any fishery that could harm the shark populations in the whole area. It is also recommended to organize complementary DNA sampling campaigns in the area for being in a position to conduct genetic analysis aiming to determine the resilience of the local shark populations and the genetic connectivity of the Chesterfield Reefs with the rest of the Coral Sea.



Photo : M. Francis

Figure 5-1-1. Requin blanc adulte avec sur le dos (à gauche de l'aile dorsal) une balise archive relarguable qui vient d'être posée en Nouvelle-Zélande. En haut à gauche, le détail de la balise sur son support d'implantation.

Figure 5-1-1. Adult White shark with a PAT tag on its back (left side of the dorsal fin), that was just implanted in New Zealand. On the top left, the details of the tag on the tagging pole.

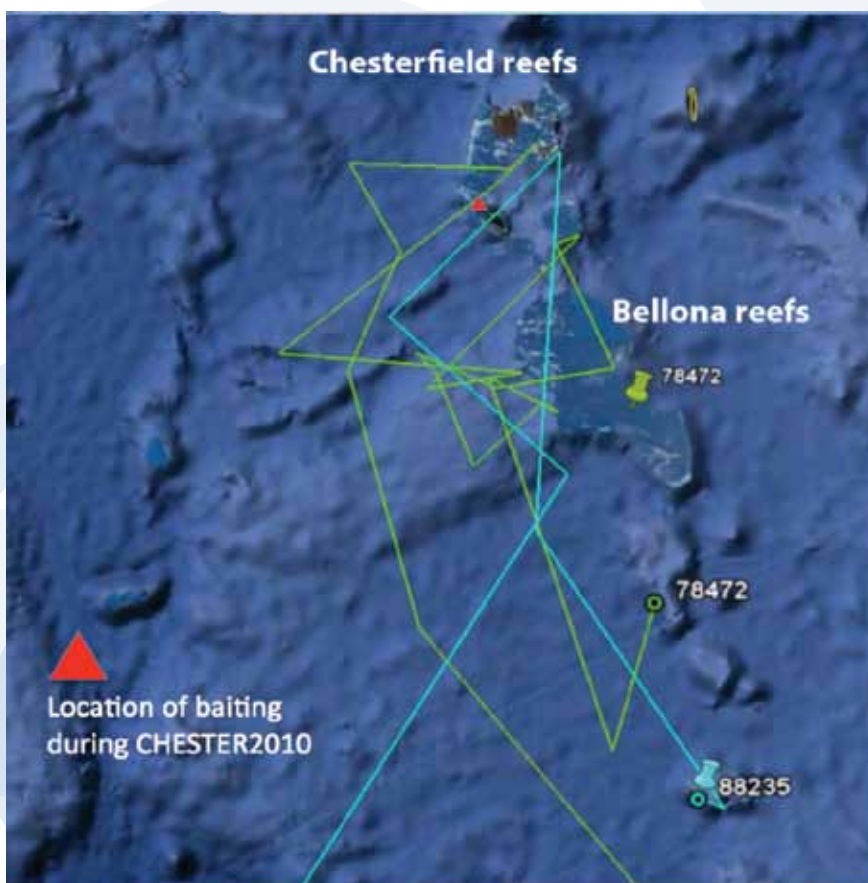


Figure 5-1-2. Popup locations of two PAT tags at Chesterfield Reefs (pins) and approximate tracks (lines) from white sharks tagged in New Zealand. For shark 78472 the popup location and track do not coincide because of delayed transmission of the popup position.

Figure 5-1-2. Popup locations of two PAT tags at Chesterfield Reefs (pins) and approximate tracks (lines) from white sharks tagged in New Zealand. For shark 78472 the popup location and track do not coincide because of delayed transmission of the popup position.

Introduction

Le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) est connu pour sa capacité à migrer sur de longues distances entre les eaux Néo-Zélandaises et des zones tropicales du Pacifique Sud (Bonfil *et al.* 2010). Une étude sur le comportement du requin blanc et son utilisation de l'habitat océanique a débuté en Nouvelle-Zélande en 2005, et a intégré le marquage des animaux avec des balises archives satellitaires relarguables (PAT pour "Popup Archival Tags") (Figure 5-2). Ces balises enregistrent la profondeur, la température et la lumière, et restent fixées au requin pendant une période programmée par l'utilisateur. A la date déterminée, la balise se détache du requin, remonte à la surface d'où elle transmet les informations à destination du ou des satellites les plus proches. Le parcours du requin est recalculé à partir d'algorithmes qui utilisent les données de lumières pour évaluer les latitude et longitude à partir des heures de coucher, zénith et lever du soleil (Teo *et al.* 2004, Block *et al.* 2005).

Un total de 31 requins d'une taille variant entre 2,5 et 4,8 mètres (longueur totale) ont été balisés en Nouvelle-Zélande depuis 2005, autour des îles de Stewart et Chatham. La totalité (excepté un seul individu) des 22 requins dont les trajectoires ont pu être recalculées, se sont déplacés sur des centaines voire milliers de kilomètres à partir du site de marquage, et la plupart se sont dirigés vers des zones du Pacifique Sud entre la Grande Barrière de Corail, l'Australie Sud-Est et les Tonga. Des balises posées sur ces requins ont été relarguées à proximité des récifs des Chesterfield (Figure 5-3) (Duffy *et al.* in press). Ces résultats indiquent que les requins blancs fréquentant les eaux de Nouvelle-Zélande, Australie de l'Est et toutes les îles du Pacifique Sud-Ouest relèvent probablement d'un seul et même stock génétique, soulignant de fait la nécessité d'une gestion de cette population à un niveau international sous-régional (Clua and Séret in press). Plusieurs requins ayant été balisés sont revenus en Nouvelle-Zélande après leur séjour estival en zone tropicale mais, malheureusement, toutes les balises ont été relarguées avant ce retour (Duffy *et al.* in press). Les informations concernant ces trajets de retour sont donc très limitées, de même que celles concernant le comportement des requins au sein des eaux tropicales. Notre objectif dans le cadre de la mission CHESTER2010 était de baliser des requins blancs dans ces beaux tropicales pour obtenir des informations lors de leur retour vers la Nouvelle-Zélande. Nous ignorons pourquoi les requins blancs migrent vers les récifs des Chesterfield, sachant que cela peut être lié à la présence de baleines à bosse en période de mise-bas, accompagnées de leurs veaux, ou encore au potentiel alimentaire constitué par des agrégations de gros poissons (comme des Lutjanidae ou Lethrinidae) sur

les pentes des barrières récifales, ou encore à des proies pélagiques (type marlins et thons) (Clua and Séret in press).

1. Matériels et Méthodes

Entre le 11 et le 16 août 2010, le bateau Warren a été utilisé comme base logistique pour appâter à l'aide de "berley" (soupe de poisson mêlée à du sang de bovin) aux abords de la passe située au Nord de l'île Longue (approx. 19.860 oS, 158.303 oE) (Figure 5-1). Le navire était ancré sur des fonds avoisinant les 20-30 m, à la limite d'un chenal profond reliant l'intérieur du lagon aux eaux océaniques. De violents courants sont présents la plupart du temps dans cette zone, avec de courtes accalmies correspondant aux étals de basse et haute mer. La majorité de l'appâtage a été conduit lors des marées descendantes, avec un courant sortant transportant les traces olfactives en direction de l'océan. Un total de 25 heures (de la journée) réparties sur 5 jours a été utilisé pour cet appâtage. Outre le berley incluant de la chair de thon et une grosse quantité (plus de 100 litres) de sang de vache (Fig. 5-4), des têtes et carcasses de thon ainsi que plusieurs barrils (de 180 l) de déchets de bovins (tête, estomac, fœtus) en provenance d'un abattoir, ont été jetés à la mer.

2. Résultats

Aucun requin blanc n'a pu être vu et approché grâce aux appâts. Un nombre très limité d'autres poissons ont été attirés et ont pu être observés ou capturés, à savoir quelques rares requins gris (*Carcharhinus amblyrhynchos*), pointes blanches (*C. albimarginatus*) et un pointe noire (*C. melanopterus*).

3. Discussion

Un tel effort d'appâtage laissait présager l'identification de requins blancs s'ils avaient été dans les parages. L'échec de cette opération peut être imputé à la saison: les baleines à bosse et leurs veaux, qui représentent une source alimentaire importante pour les requins blancs, n'étaient apparemment pas encore arrivés sur place à l'époque de la mission (voir le chapitre 6 de ce rapport). Un appâtage de nuit aurait peut-être été plus efficace, sachant que les données récentes fournies par les balises archives sur d'autres zones tropicales montrent que les requins blancs passent le plus clair de leur temps en journée sur des profondeurs de 200-400 m, et sont plus souvent en surface la nuit (Francis *et al.* 2011). Il n'était néanmoins pas possible, sans prise de risque excessive, de travailler la nuit à cet endroit de la passe.

Conclusion

Pendant notre expédition aux Chesterfield, un requin blanc a été aperçu à proximité de la Baie de Prony, dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Par ailleurs, une balise satellitaire PAT a été relarguée sur la côte Sud-Est de la Grande Terre, peu de temps après notre mission. Les tentatives futures de balisage des requins blancs semblent opportunes au Sud de la Grande-Terre, l'île des Pins et les hauts fonds d'Antigonia, où un nombre important d'occurrences de requins blancs ont été relevées, et où les baleines à bosse sont réputées s'agréger en hiver et au printemps (Clua and Séret in press).

Bibliographie

Block B. A., Teo S. L. H., Walli A., Boustany A., Stokesbury M. J. W., Farwell C. J., Weng K. C., Dewar H. and Williams T. D., 2005. Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature* 434: 1121-1127.

Bonfil R., Francis M.P., Duffy C., Manning M. and O'Brien S., 2010. Large-scale tropical movements and diving behavior of white sharks *Carcharodon carcharias* tagged off New Zealand. *Aquatic Biology*. Vol. 8: 115-123.

Clua E. and Séret B., (in press) New Caledonia as a potential wintering ground for the white sharks (*Carcharodon carcharias*). In: Domeier, M. (ed.) "New perspectives on the biology of the white shark (*Carcharodon carcharias*)". TBD. CRC Press.

Duffy C.A.J., Francis M.P., Manning M., Bonfil R., (in press). Regional population connectivity, oceanic habitat and return migration revealed by satellite tagging of white sharks (*Carcharodon carcharias*) at New Zealand aggregation sites. In: Domeier, M. (ed.) "New perspectives on the biology of the white shark (*Carcharodon carcharias*)". TBD. CRC Press.

Francis M.P., Duffy C.A.J., Bonfil R., Manning M.J., (in press). The third dimension: vertical habitat use by white sharks (*Carcharodon carcharias*) in the open ocean and tropical waters of the South-west Pacific Ocean.

In: Domeier, M. (ed.) "New perspectives on the biology of the white shark (*Carcharodon carcharias*)". TBD. CRC Press.

Teo S.L.H., Boustany A.M., Blackwell S., Walli A., Weng K.C. and Block B. A., 2004. Validation of geolocation estimates based on light level and sea surface temperature from electronic tags. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 283: 81-98.



Photo : E. Clua

Figure 5-1-3. Malcolm Francis (NIWA) en train d'appâter avec du sang de vache dans la passe de l'île Longue où la présence de deux requins blancs a été révélée entre août et décembre 2009 par des trajectoires enregistrées par balises satellitaires

Figure 5-1-3. Malcolm Francis (NIWA) chumming with cow blood in the pass of Ile Longue where a satellite track show the presence of two white sharks between August and December in 2009.

Introduction

The white shark (*Carcharodon carcharias*) is known for its capacity to operate long-distance migrations to reach New Zealand waters, and obviously migrate from them toward other locations in the South Pacific (Bonfil *et al.* 2005, Bonfil *et al.* 2010). A study of white shark behaviour and habitat requirements began in New Zealand waters in 2005, and has involved tagging sharks with popup archival transmitting (PAT) tags (Figure 1). These tags gather data on depth, temperature and light, and remain on the shark for a pre-programmed time period. On the designated date the tag pops up to the surface of the ocean and transmits data to passing satellites. An approximate track of the shark during the tag deployment period can be determined from the recorded light levels: latitude and longitude may be estimated from the times of dawn, dusk and midday (Teo *et al.* 2004, Block *et al.* 2005).

Thirty-one white sharks ranging from 2.5 m to 4.8 m total length have been tagged in New Zealand waters since 2005, mostly at Stewart Island and Chatham Islands. All but one of the 22 sharks for which tracks could be fitted travelled hundreds to thousands of kilometres from their tagging site, and most of them travelled to tropical locations in the Southwest Pacific Ocean between the Great Barrier Reef, Australia, and Tonga. Tags from two of these sharks popped up at the Chesterfield Reefs (Figure 2) (Duffy *et al.* 2011).

These results indicate that white sharks in New Zealand, Eastern Australia and the islands of the tropical Southwest Pacific comprise a single stock, thus pointing to the need for international management of the population (Clua and Séret in press).

Several of the tagged sharks have returned to New Zealand following their tropical holidays, but unfortunately many of the tags have popped up before the sharks made the return movements (Duffy *et al.* 2011). We have little information about the return migrations, and few data on the behaviour of white sharks while in tropical waters. Our aim on the Chesterfield Reefs expedition was to deploy tags on white sharks in tropical waters in order to learn more about their behaviour while there, and about their migrations back to New Zealand. Our tagging results indicate that some white sharks inhabit the Chesterfield Reefs during winter. It is not known why white sharks migrate to the Chesterfield Reefs, but it may relate to the seasonal presence there of humpback whales and their calves, or the availability of large reef fishes (e.g. lutjanids and lethrinids) on the outside of drop-offs and pelagic fishes (e.g. tunas, marlins) as prey (Clua and Séret in press).

1. Materials and Methods

Between 11 and 16 August 2010, the vessel *Warren* was used to chum (berley) for white sharks near the north end of Ile Longue (approx. 19.860 °S, 158.303 °E) (Figure 5-1). We anchored in 20–30 m of water on the edge of the deep channel running between the main lagoon and the open sea. Strong currents flowed through this channel most of the time, interspersed with periods of slack water as the tide changed. Most chumming was done on an outgoing tide, which carried the chum trail seaward. A total of 25 hours was spent chumming, spread over five days during daylight hours. A variety of biological material was used as chum, including minced tuna flesh, tuna heads and frames, large amounts (more than 100 litres) of cow's blood (Figure 3), and several 180 litre barrels of cow parts (heads, stomachs, fetus) from an abattoir.

2. Results

No white sharks were attracted by the chum trails. Very few other fish were attracted either, with only a few grey reef sharks (*Carcharhinus amblyrhynchos*), silvertip sharks (*C. albimarginatus*) and a blacktip shark (*C. melanopterus*) being observed.

3. Discussion

Sufficient effort and chum were expended to attract white sharks if they had been in the vicinity. Our lack of success may have been due to timing: humpback whales, calves of which may be an important prey for white sharks, had apparently not yet arrived at the Chesterfield Reefs during our visit (see chapter 6 of this report). We might have been more successful if we had chummed at night, because recent PAT tag data from white sharks tagged elsewhere in the tropical SW Pacific indicate that they spend considerable time at depths of 200–400 m during the daytime, and more time near the surface at night. However it was logistically impossible to work in the reef channels at night (Francis *et al.* 2011).

Conclusion

During our expedition to Chesterfield Reefs, a white shark was seen near Prony Bay, southern New Caledonia. Furthermore a PAT tag from a New Zealand-tagged white shark popped up in south-Eastern New Caledonia on 22 September 2010, soon after the end of our expedition. Future attempts to tag white sharks are recommended around southern Grande Terre, Iles des Pins and Antigonie Seamount, where there have been a considerable number of white shark sightings, or where humpback whales are known to aggregate (Clua and Séret in press).

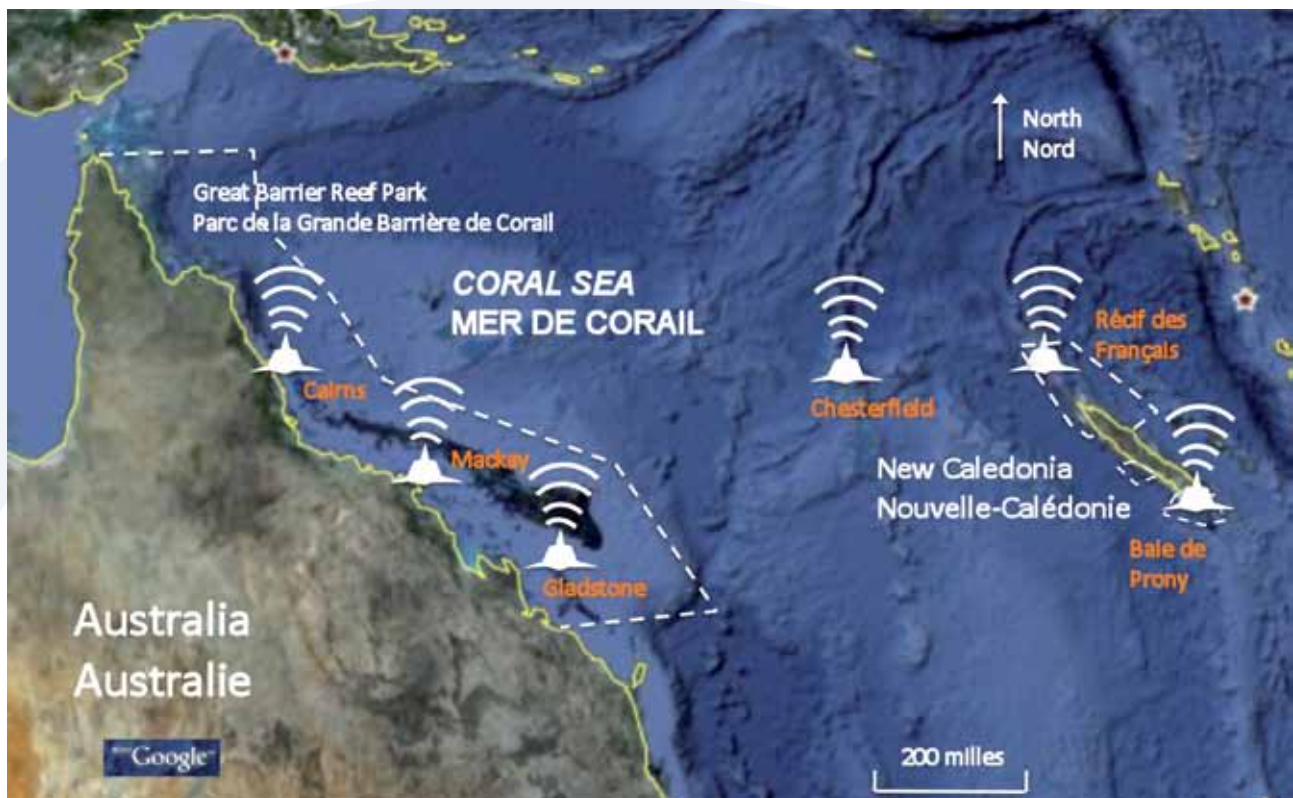


Figure 5-2-1. Les sites d'échantillonnage pour *G. cuvier* et d'autres espèces de grands requins dans la Mer de Corail, en Australie et en Nouvelle-Calédonie.

Figure 5-2-1. Sampling locations for tiger shark and other large shark species in the Coral Sea, Australia and New Caledonia.



Photo : T. Vignaud

Figure 5-2-2. Werry (gauche) et Clua (droite) réoxygènant le requin Tigre 4 (Tableau 1) après l'avoir marqué. Le Mk10-F est attaché au requin par un filin en acier.

Figure 5-2-2. Werry (left) and Clua reoxygenating Tiger 4 (Table 1) after tagging. Note the Mk10-F on a tether attached to the shark.

Contexte de l'étude : le projet « Connectivité en Mer de Corail »

Les populations de requins sont en déclin à l'échelle mondiale, principalement en raison de pratiques de pêche illégales et non contrôlées (del Monte-Luna *et al.* 2007). Des études récentes ont mis en évidence (1) le rôle critique de ces prédateurs dans la régulation de la diversité de la chaîne alimentaire, notamment grâce à l'approche descendante et (2) la préoccupation écologique en regard à leur surpêche (Baum *et al.* 2003, Myers *et al.* 2007, O'Connell *et al.* 2007, Stevens *et al.* 2000). La suppression des requins dans les récifs coralliens peut avoir de lourdes conséquences écologiques, modifiant le fonctionnement d'habitats de grande valeur. Par exemple, la modification des habitats à dominance corallienne par des algues a été attribuée à l'absence de requins dans l'écosystème de ces récifs (Bascompte *et al.* 2005). L'association avec les habitats de récifs coralliens de grande valeur peut varier selon les espèces de requins, selon leurs comportements, sédentaires ou migrateurs. L'amplitude du déplacement des espèces de requins peut ainsi déterminer leur interaction potentielle sur les activités de pêche et leur vulnérabilité face à ces pressions (Stevens *et al.* 2000). La compréhension du déplacement et de l'utilisation des habitats (et ainsi de la connectivité entre habitats) des principales espèces de requins tropicaux est donc essentielle tant pour la gestion et la conservation des populations de requins que pour les habitats des récifs coralliens qu'ils régulent.

Le Pacifique Sud présente une grande diversité à la fois dans l'étendue spatiale et dans la condition des habitats coralliens. Sur la côte orientale et à des latitudes similaires le long du Tropique du Capricorne, la plus grande barrière récifale au monde (dite « la Grande Barrière de Corail », GBC) s'étend le long de la côte Est de l'Australie. Plus à l'Est, la Nouvelle-Calédonie présente le deuxième plus grand récif lagunaire de l'hémisphère sud. Potentiellement, ce récif fonctionne comme un « nœud » reliant les îles Vanuatu, Fidji et Tonga, potentiellement jusqu'à la Polynésie française. En Australie, la GBC est inscrite comme site du patrimoine mondial depuis 1981 ; depuis 2008, plusieurs aires de Nouvelle-Calédonie, territoire français, ont également été listées, dont la zone adjacente à la baie de Prony en Province Sud. Ces récifs coralliens considérés comme étant de grande valeur ont été internationalement reconnus, et des informations sur la connectivité des populations de grands requins à

l'intérieur et entre ces récifs sont rares. À ce titre la protection de ces grands requins et de leurs habitats est une préoccupation dans cette région du Pacifique Sud.

Les Aires Marines Protégées (AMP) assurent la protection des habitats de récifs coralliens sources. Cependant elles ont rarement été testées pour leur efficacité à protéger les « superprédateurs » tels que les grands requins. La réserve marine du lagon *Beqa* à Fidji a été créée afin de protéger le site des grands requins bouledogues *Carcharhinus leucas* ; toutefois, il est reconnu que les requins tigres *Galeocerdo cuvier* par exemple, visitent brièvement ce site et restent vulnérables aux pressions dues à la pêche en dehors de cette réserve (Brunnshweiler et Earle 2006). Ces dernières années, la pratique des technologies acoustique et satellite a permis de mieux comprendre les modes de déplacement ainsi que le comportement des requins, qui permettent de définir des caractéristiques clés de la population : les domaines vitaux, l'ampleur des déplacements, le comportement migratoire, les préférences de profondeur et de température, les lieux de concentration, les habitats critiques, la gamme d'utilisation et de préférence de l'habitat ainsi que la durée de séjour (Heupel *et al.* 2006a, b, Weng *et al.* 2007). L'association de ces technologies avec des analyses génétiques telles que le marquage ADN peut également être une technique efficace permettant d'identifier l'étendue des déplacements d'une espèce à travers l'identification de la source des individus recapturés. Ces technologies fournissent des informations sur l'interconnexion des habitats à l'échelle des superprédateurs qui sont idéales pour déterminer un modèle approprié pour les AMP.

Le requin tigre, *Galeocerdo cuvier*, est le superprédateur principal des écosystèmes de récifs coralliens (Friedlander et DeMartini 2002). La distribution est mondiale mais ce type de requin se trouve plus particulièrement dans le Pacifique Sud, particulièrement en Australie et en Nouvelle-Calédonie (Last et Stevens 1994). Alors que *G. Cuvier* est généralement considéré comme une espèce côtière, on pense qu'il peut faire des migrations à longue distance de la côte, notamment entre les eaux tropicales australiennes et néo-calédoniennes. Ces migrations à longue distance reflètent les implications potentielles de conservation pour la gestion de ces habitats très

éloignés, s'étalant sur «l'autoroute» de la migration de la mégafaune marine. Le mouvement de cette espèce illustre la nécessité d'une meilleure connaissance des habitudes de déplacement, des besoins en habitat et de l'étendue de la connectivité entre les habitats des récifs coralliens pour les grands requins dans le Pacifique Sud. Ces données sont indispensables pour garantir une conservation efficace et fournir une protection à l'échelle spatiale de leur domaine vital. Les déplacements des autres grands requins tels que le Grand Blanc, *Carcharodon carcharias*, ont été observés entre la Nouvelle-Zélande, la Nouvelle-Calédonie, l'Australie et d'autres régions du Pacifique Sud, le long de latitudes similaires à celles du Tropique du Capricorne (Bonfil *et al.* 2010). Déterminer la connectivité des écosystèmes tropicaux de grande valeur à l'échelle des grands prédateurs, au sein de l'aire marine protégée de la Grande Barrière de corail (GBRMPA) en Australie et à travers la mer de Corail avec la Nouvelle-Calédonie, est essentiel pour la gestion des grands requins, des écosystèmes qu'ils semblent réguler et le cycle de vie des organismes marins qui reposent sur ces habitats. Identifier les voies de migration dans les eaux internationales est essentiel pour déterminer la vulnérabilité de ces grands requins, tels que *G. Cuvier*, aux pressions internationales de pêche.

Les aires marines protégées pour les superprédateurs exigent une détermination des centres d'activité des requins, des voies de migration et de la proportion de temps passé dans les zones possibles de gestion (Almany *et al.* 2007, Weng *et al.* 2007). À ce titre, le manque d'information sur le degré de connectivité des grands requins entre les habitats et les zones de gestion au sein de la GBRMPA à travers la mer de Corail et avec la Nouvelle-Calédonie, est un handicap important pour assurer une approche équilibrée de leur conservation d'une part et d'autre part fournir des solutions pour leur gestion. En même temps, nous constatons une préoccupation croissante du public concernant les grands et dangereux requins survenant dans les eaux australiennes et néo-calédoniennes, avec des risques accrus de rencontre entre les requins et les Hommes. Depuis 2007 suite à plusieurs décès dus à des attaques à la fois de grands requins tigres et de grands blancs en Nouvelle-Calédonie (Clua et Seret 2010), l'analyse de leur déplacement sur de longues distances ainsi que l'analyse de la fréquence à laquelle ils fréquentent les régions où l'activité humaine est élevée, sont essentielles pour initier une gestion afin de limiter le risque de rencontre dangereuse ceci tout en assurant des mesures de conservation de ce type de requins.

Objectif et localisation du projet « Connectivité en Mer de Corail »

Ce projet teste les hypothèses sur la connectivité des populations de requins tigres à la fois à l'intérieur et entre les habitats disjoints des récifs coralliens de grande valeur au sein de l'aire marine protégée de la Grande Barrière de Corail (Australie) et de la Nouvelle-Calédonie. Il aborde les lacunes sur les connaissances concernant le déplacement et la connectivité des grands requins, tout en se focalisant plus particulièrement sur les requins tigres, *G. cuvier*, en Australie, Mer de Corail et Nouvelle-Calédonie et également, si l'opportunité se présente, sur les grands requins blancs, *C. carcharias*, les requins bouledogues adultes, *Carcharhinus leucas*, et les grands requins marteau, *Sphyrna mokarran*. Les résultats de cette étude auront des implications importantes tant pour (1) la gestion et la conservation de *G. cuvier* ainsi que d'autres grands requins dans les zones de gestion de la GBCAMP et de la Nouvelle-Calédonie ; (2) la gestion de la pêche et les mesures de contrôle ; (3) l'obtention d'informations essentielles sur l'écologie des superprédateurs dans le Pacifique Sud.

Les objectifs de ce programme de recherche sont de déterminer la connectivité des habitats pour les grands requins (principalement *G. cuvier*) au sein de la GBCAMP en Australie et en Nouvelle-Calédonie ainsi que entre ces habitats dans la mer de Corail, en utilisant une combinaison de techniques chimiques, de télémétrie acoustique et par satellite. Il sera ainsi possible de déterminer :

- les centres d'activité des requins ;
- la proportion de temps passé par les requins dans les zones de gestion et les habitats récifaux ;
- les points de concentration ou les zones de fidélité spécifique au site ;
- les voies de migration au sein de la mer de Corail ;
- la mesure dans laquelle les grands requins fréquentent les zones littorales investies par les amateurs de plage, comparé au temps consacré par les requins dans les eaux océaniques de la GBCAMP et de la Nouvelle-Calédonie.

La Nouvelle-Calédonie est une île de récif corallien isolée dans le Pacifique Sud. En dehors de la Grande Barrière de Corail en Australie, elle possède le plus grand lagon récifal corallien. Sept sites d'échantillonnage ont été sélectionnés, avec trois principaux situés en Nouvelle-Calédonie : (1) la baie de Prony dans la Province Sud, (2) la Province Nord, et (3) les récifs Chesterfield (Figure 1). Trois sites complémentaires ont également été choisis à des latitudes similaires au sein de la GBCAMP en Australie : (1) Gladstone (23°50'S), (2) Mackay (21°07'S), et (3) Cairns (16°55'S) (Figure 5-2-1), ceci afin d'effectuer un parallèle avec la Nouvelle-Calédonie.

Introduction à l'étude aux Iles Chesterfield

Le but de cette recherche qui fait partie du projet « Connectivité en mer de Corail », est d'acquérir une meilleure compréhension de la prise par unité d'effort (PUE), de la fidélité au site, et de l'ampleur des déplacements des requins tigres dans les eaux territoriales néo-calédoniennes et leur possible connectivité avec les eaux tropicales australiennes. Ainsi émanent trois principaux axes de recherche ; dans ce rapport, nous ne traiterons cependant qu'un seul axe : les prises par unité d'effort qui permettent de déterminer des tendances quant à la densité en requins tigres selon les sites concernés.

Dans ce cadre, nous présentons les données préliminaires sur les PUE des requins tigres aux îles Chesterfield, un archipel inhabité de récifs coralliens dans la mer de Corail, situé entre l'Australie et la Nouvelle-Calédonie. Ces résultats seront ensuite comparés aux PUE obtenus sur les côtes tropicales de la Nouvelle-Calédonie ainsi qu'avec ceux d'autres études similaires. Concernant les deux autres axes de recherche nous ne ferons que décrire la méthodologie, les résultats étant pour l'instant trop parcellaires pour en tirer des analyses fiables.

1. Méthodes

1.1 Site d'étude et méthode de capture

Les requins tigres ont été capturés dans le lagon à l'aide de lignes à main. Ces lignes consistent en un point d'ancrage en béton sur le fond, avec une corde de 8 mm reliée à la surface à plusieurs flotteurs de 20 L, distants de 3 à 5 mètres. Chaque ligne à main a un seul brin de 3 à 4 m de longueur, se terminant par 2 m en acier inoxydable tressé et un ou deux hameçons à thon N°8/0, dont l'ardillon a été écrasé. Pour faciliter l'analyse, chaque ligne à main est considérée comme un seul engin, quelque soit le nombre d'hameçon. Les lignes sont appâtées avec des têtes de thon ou des morceaux de vache provenant d'un abattoir de Nouvelle-Calédonie. Elles sont ensuite vérifiées toutes les deux heures et appâtées de nouveau si nécessaire. Si un requin est pris, la ligne à main est récupérée avec une portion de corde et un des bidons. Le requin est alors hâlé le long du bateau en aluminium de 4 m de longueur. Une corde est enroulée autour de la nageoire caudale afin de faciliter la prise en charge du requin avant qu'il ne soit placé dans un harnais spécialement conçu. Le requin est alors maintenu avec un courant d'eau suffisant passant au travers de ses branchies. Pour ce faire, le bateau est ancré et orienté de façon à ce que le requin soit face au courant. En cas de signe d'asphyxie du requin, le bateau est mobilisé en trainant le harnais afin d'augmenter l'intensité du flux d'eau passant par

les branchies. Un marquage acoustique interne est alors réalisé après que la morphométrie ait été effectuée, et qu'un échantillon de tissu ait été prélevé pour analyse ADN. La nageoire dorsale est entaillée et photographiée pour l'identification après recapture ou par simple photo-identification (cf. planche 5-1). La PUE est définie comme le nombre de requins capturés par hameçon déployé dans chaque site d'étude par unité de temps comparable (îles Chesterfield, Provinces Nord et Sud).

1.2 Balises acoustiques internes

Des balises acoustiques internes V16 (Vemco, Amirix), d'une durée de vie de 3 à 5 ans, sont placées dans la cavité périnéale de six requins tigres à l'aide d'une petite incision sur la paroi ventrale. L'incision est ensuite suturée. Au cours de la procédure de marquage, les requins sont maintenus sur le dos en état d'immobilité tonique (Henningsen 1994). Les balises et les équipements chirurgicaux sont nettoyés avant l'intervention. Les balises implantées peuvent être détectées par les récepteurs acoustiques (VR2W), placés à des endroits stratégiques sur le plancher océanique du lagon (Planche 5-1) ; 7 ont été disposés aux Chesterfield (Fig. 5-1). Ces balises permettent de contrôler sur le long terme si les requins retournent vers les sites de capture et de donner ainsi un aperçu sur la fidélité au site de l'espèce dans les îles Chesterfield. A noter que les requins peuvent aussi être détectés par des récepteurs identiques placés sur la Grande Terre ou en Australie, la technologie étant la même.

1.3 Balises satellites ARGOS

Deux grands requins tigres ont été équipés de mini balises satellites Mk10-PAT (Pop-up Archival Transmission) (Wildlife Computers). Ces balises enregistrent la profondeur, la température de l'eau et les niveaux de lumière dans une fenêtre prédéterminée de trois heures et procurent un historique des déplacements à grande distance des requins. En outre, deux autres grands requins sont marqués avec les balises MK10-F (Fastloc GPS capable). Ces balises, étant fixées pour des périodes de trois ou six mois, permettent une reconstitution des mouvements des requins tigres (Figure 5-2-2),.

2. Résultats

Au total, 22 grands requins tigres ont été capturés dans les eaux territoriales de la Nouvelle-Calédonie sur une période de 46 jours, entre Janvier 2009 et août 2010, parmi lesquels vingt ont été marqués. Dans les îles Chesterfield, six grands requins tigres ont été capturés, marqués et relâchés en août 2010 (annexe 5-1) avec sept

jours d'effort de pêche (Figure 5-2-3). La taille moyenne des requins dans les îles Chesterfield et la Province Nord était d'environ 300 cm (longueur totale, Figure 5-2-3). Globalement les prises par unité d'effort (PUE) étaient égales à 10,59 requins tigres pour 100 hameçons. Une tendance générale était évidente pour les PUE entre les sites en Nouvelle-Calédonie, et les îles Chesterfield présentant une moyenne élevée (0.3 requins tigres par hameçon), même si l'erreur type (SE) est élevée (Figure 5-2-4). Les Provinces Nord et Sud présentent des PUE moyennes similaires de 0.1 requins tigres par hameçon, même si l'effort de pêche varie de 9 jours dans la Province Nord à 30 jours dans la Province Sud. Dans l'ensemble,

serpent de mer noir). En outre, un mérou géant (195 cm de longueur totale), *Epinephelus lanceolatus*, a été capturé sur la ligne à main et marqué avec un tag V16.

3. Discussion

3.1 Analyse des données de CPUE

La PUE globale de 10,59 requins tigres par équivalent de 100 hameçons de ligne à main est relativement élevée par rapport aux 3,67 requins tigres pour 100 hameçons de palangre observée dans l'étude

Tableau 5-2-1. Morphométrie et balises acoustiques et satellitaires des requins tigres capturés et relâchés dans les îles Chesterfield.

Table 5-2-1. Morphometrics and acoustic/satellite tags of tiger sharks captured and released in the Chesterfield Islands.

Requin tigre ID	Date de capture/ Date of capture	Genre Genus	Longueur totale / Total length (cm)	Balise acoustique ID/ acoustic tag ID	Balise par satellite, type et ID/ satellite Tag type and ID	Date de pop-off (première position Argos)/ Pop off date (first Argos position)	Durée de déploiement (jours)/ Duration of deployment (days)	Profondeur maximale pendant le déploiement (m)/ Max depth during deployment
Tigre 1	12/08/2010	F	260	554--	Mk10-PAT 95996	27/08/2010	15	312
Tigre 2	12/08/2010	F	310	64967	Mk10-PAT 95998	13/12/2010	93	536
Tigre 3	12/08/2010	F	330	64953				
Tigre 4	13/08/2010	F	270	64955	Mk10-F 64319	17/08/2010	4	752
Tigre 5	15/08/2010	F	332	64957	Mk10-F 64321	22/08/2010	7	880
Tigre 6	16/08/2010	M	310	64956				

la PUE tous sites confondus est équivalente à 10.59 requins tigres pour 100 hameçons.

Six grands requins tigres ont été marqués à l'aide de balises acoustiques internes V16, puis relâchés (Figure 5-2-6). Deux de ces requins ont également été marqués avec des balises satellites, les mini Mk10-PAT, et deux autres avec des balises Mk10-F (Tableau 5-2-1). Ces balises ont été réglées pour des déploiements entre trois et six mois, mais toutes ont été prématurément libérées (voir Figure 5-2-5 pour les emplacements de relarguage).

NB: dans les îles Chesterfield, un requin tigre a régurgité son contenu gastrique, composé de plumes d'oiseaux de mer, de restes d'une tortue imbriquée, *Eretmochelys imbricata*, et de restes divers (coquilles, becs, os et un

menée à Hawaii par Holland *et al.* (1999). Les taux de capture des requins tigres, estimés à des localisations différentes dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie, montrent des niveaux de capture inférieurs aux deux endroits habités par l'Homme, à savoir dans les Provinces Nord (Bélep) et Sud (Prony). À Hawaii, les chercheurs ont noté que les requins tigres sont constamment en mouvement dans un très grand domaine vital et, à ce titre, l'épuisement local à court terme n'entraînerait probablement pas une diminution localisée de la population à moins que la pêche ne soit effectuée de façon soutenue et continue, sur une période suffisamment prolongée pour réduire les populations au niveau régional (i.e. dans l'ensemble des îles d'Hawaii) (Holland *et al.* 2001).

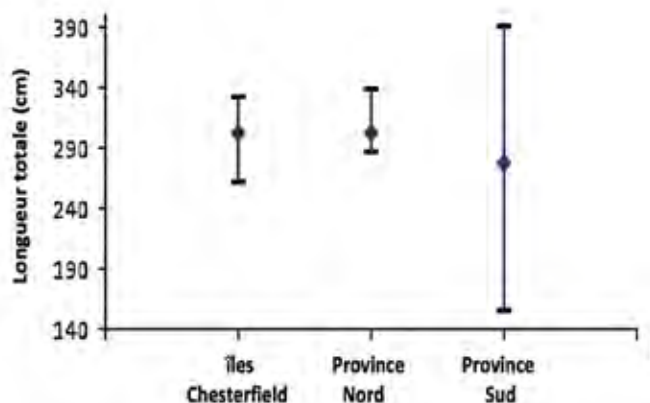


Figure 5-2-3. Longueur totale moyenne (cm) des requins tigres capturés et relâchés dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie. Les barres verticales représentent l'erreur type ($\pm$ SE).

Figure 5-2-3. Longueur totale moyenne (cm) des requins tigres capturés et relâchés dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie. Les barres verticales représentent l'erreur type ($\pm$ SE).

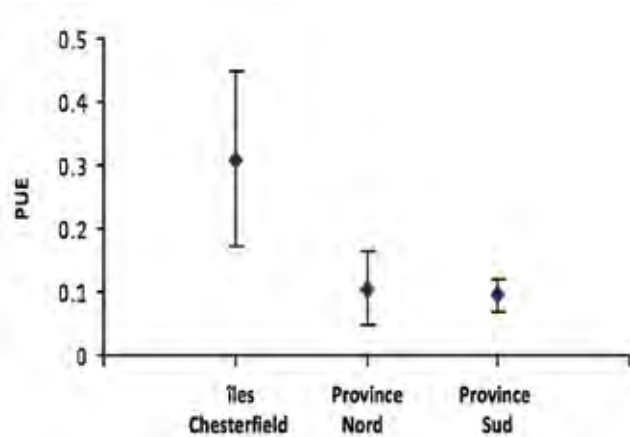


Figure 5-2-4. Moyenne des prises par unité d'effort (CPUE) (nombre de requins par hameçon) des requins tigres ($n = 22$) capturés, marqués et relâchés dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie. Deux requins n'ont pas été marqués en Province Sud. Les barres verticales représentent l'erreur type ($\pm$ SE). L'effort de pêche était différent suivant la localisation : 7 jours aux îles Chesterfield, 9 jours en Province Nord et 30 jours en Province Sud.

Figure 5-2-4. Mean CPUE (number of sharks/number of hooks) of tiger sharks ($n=22$) captured, tagged and released in New Caledonian territorial waters. Note two individuals were not tagged in the Southern Province. Vertical bars represent standard error. Effort varied according to the location: 7 days at the Chesterfield Islands, 9 days at the Northern Province and 30 days at the Southern Province.

Malgré une étude menée sur plusieurs années par Paul Rancurel, chercheur de l'ORSTOM, dans les années 1980, il n'existe malheureusement aucune donnée historique sur les niveaux de capture de requin tigre en Nouvelle-Calédonie. Certains témoignages fiables laissent néanmoins penser que les PUE dans les années 1980 étaient largement supérieures à celles d'aujourd'hui, en particulier dans le lagon Sud-Ouest et autour de l'île des Pins (P. Laboute, Comm. Pers.). Les exemples de captures intentionnelles de requins tigre dans le lagon ou les passes du lagon calédonien, souvent documentés par la presse locale, sont nombreux et il est indéniable qu'un nombre significatif de ces animaux ont été capturés par les pêcheurs artisanaux ou occasionnels des Provinces Nord et Sud, en particulier pour la vente des mâchoires. D'autre part, une pêcherie professionnelle à la palangre, ciblant les vivaneaux en eaux profondes et le thon mais à même de capturer des requins tigre, a été opérée de façon relativement soutenue dans les eaux océaniques de Nouvelle-Calédonie jusqu'au début des années 2000, et moins intensément jusqu'en 2010. Pour cette pêcherie aussi, le taux de capture des requins tigre reste indéterminé. Ces données, bien que très partielles, expliquent probablement la faiblesse relative des densités constatées dans le cadre de l'étude sur les sites anthropisés, au moins par rapport aux Chesterfield.

Le marquage satellite récent d'un requin tigre de 390 cm dans la Province Sud a montré que ce requin a pénétré dans les eaux océaniques de la mer de Corail, avant de retourner à proximité de l'endroit de sa capture en Province Sud. Ceci indique que cette espèce est prédisposée à la pêche à la palangre lors de ses migrations océaniques (Werry *et al.* 2010). La pêche illégale des requins pour leurs ailerons par des navires étrangers, a été confirmée dans les eaux de Nouvelle-Calédonie ; le fait tangible le plus récent étant un bateau de pêche taiwanais intercepté par l'armée française en 2007 aux abords des récifs de Chesterfield et Bellona, avec 7 tonnes de requins à bord (y compris des nageoires de grands requin tigre) (Anon. 2007). Il est à ce titre intéressant de noter les taux de capture de requins tigre reste élevé dans les îles Chesterfield malgré cette pêche illégale. L'hypothèse que ce taux de capture élevé repose sur une densité intrinsèque élevée sur les récifs des Chesterfield, ne peut être ni validée ni infirmée à ce stade. Elle nécessitera la collecte d'autres informations à venir dans le futur. Le taux de capture plus élevé lors de l'échantillonnage aux îles Chesterfield pourrait aussi s'expliquer par les importants efforts d'appâtage pour capturer un grand requin blanc sur ce même site (Francis, ce rapport), qui auraient contribué à concentrer les requins tigre sur le site de pêche. A noter néanmoins que l'utilisation de *berley* a également eu lieu au cours de l'effort de pêche dans les Provinces Nord et Sud, rendant les conditions de pêche similaires et suggérant que la tendance à un niveau de capture supérieur à cet endroit pourrait être mieux expliquée par d'autres facteurs explicités ci-après.

3.2 Hypothèse de la concentration saisonnière

Bien que nous ne disposions que de preuves de mesure à court terme (4 à 93 jours d'enregistrement débouchant sur des rayons d'action de quelques centaines de 100 km au mieux) du mouvement au sein de la mer de Corail par les requins tigres marqués par satellite, le taux de capture plus élevé pourrait s'expliquer par la mobilité sous-régionale des grands requins tigre convergeant vers les îles Chesterfield depuis la Nouvelle-Calédonie et l'Australie, permettant soit la reconstitution et le maintien d'une population locale résidente, soit des concentrations saisonnières. Les îles Chesterfield sont un site réputé pour la nidification saisonnière des tortues vertes, *Chelonia mydas* (Rancurel 1974). L'effort de pêche dans ces îles au cours de cette étude a eu lieu en dehors de la période stricte de nidification des tortues, qui débute quelques semaines après ; cependant, le taux de capture des requins tigres reste élevé comparé aux autres endroits en Nouvelle-Calédonie. Il serait à ce titre intéressant d'effectuer des efforts de marquage dans les îles Chesterfield lors de la saison de nidification des tortues pour valider l'hypothèse de la concentration

saisonnière; une plus grande PUE de grands requins tigres pourrait être attendue dans la mesure où les requins tigres se déplacent autour des îles afin de profiter d'un plus grand nombre de tortues disponibles (Meyer *et al.* 2009). En outre, une extension des périodes de pêche aux îles Chesterfield (et en Province Nord) pourraient entraîner une plus large gamme de tailles, comparables à celles observés en Province Sud. Un modèle à explorer dans le futur est le déplacement possible des grands requins tigre vers les îles Chesterfield lors de la période de nidification des tortues, laissant un nombre réduit de grands requins tigres en Provinces Nord et Sud. Les petits requins tigres attaquent rarement les grosses tortues, qui sont plus facilement consommées par les grands requins tigres dont la taille et l'ouverture de mâchoire sont plus adaptées à de telles proies. Une hypothèse de ce modèle pourrait être que les requins tigres les plus grands, et en plus grand nombre, se retrouvent dans les îles Chesterfield lors de la période de reproduction des tortues. Le déplacement vers une source de nourriture saisonnière et abondante dans les îles Chesterfield pourrait également expliquer le taux de captures de requins tigres plus petits en Provinces Nord et Sud au cours de ces mêmes périodes. A noter que ce



Figure 5-2-5. Premières estimations des positions Argos (▲) provenant des balises satellites pop-off pour chacun des requins tigres marqués dans les îles Chesterfield, à l'Est des Chesterfield dans la mer de Corail. Le symbole ★ indique l'emplacement du marquage pour les requins. Se reporter au Tableau 5-2-1 pour la durée de déploiement pour chaque requin tigre.

Figure 5-2-5. First Argos position estimates (▲) from pop-off satellite tags for individual tiger sharks satellite tagged in the Chesterfield islands. ★ denotes the tagging location for the sharks. Refer to Table 5-2-1 for the deployment duration for each tiger shark.

modèle devrait inclure d'autres sites tel que l'archipel d'Entrecasteaux, en particulier l'île de Huon, connus aussi comme un site de reproduction des tortues vertes (E. Clua, Pers. Comm.).

3.3 Premiers résultats sur la mobilité et fidélité territoriale du requin tigre

L'analyse préliminaire des photos de nageoires dorsales de requins tigres provenant de la Province Sud entre 2002 et 2009, indique la recapture de deux grands requins tigre dans cette zone confirmant la fidélité au site sur le long terme (Read *et al.* 2010). En outre, neuf requins tigres sur dix, marqués d'une balise acoustique dans la Province Sud, ont été plusieurs fois détectés ou « recapturés » à l'aide des récepteurs acoustiques entre Janvier 2009 et août 2010 dans la Province Sud indiquant également la fidélité au site à cet endroit (Werry *et al.* 2010 et données non publiées). Les détections répétées de recaptures de huit requins tigre marqués à l'aide des balises acoustiques, étaient 50% plus élevées que par rapport au marquage conventionnel (12%) de 133 requins tigres dans une étude menée par Holland *et al.* (1999), suggérant que cette espèce présente un certain degré de fidélité au site, dans d'autres endroits plus éloignés. Heithaus (2001) a également trouvé un taux de recapture supérieur à 10 % provenant du marquage conventionnel des requins tigre dans Shark Bay, en Australie occidentale.

Les résultats préliminaires du marquage acoustique en Nouvelle-Calédonie montrent que les requins tigres de grande taille (> 2 m) présentent une fidélité territoriale (Werry *et al.* 2010). Le marquage par satellite des requins tigres dans les Chesterfield indique un déplacement loin de l'archipel vers la mer de Corail, bien que les requins n'aient à ce jour pas parcourus des distances suffisantes

à partir des îles pour atteindre l'Australie continentale ou la Nouvelle-Calédonie (> 500 km) pendant la période de déploiement de la balise. L'attachement au site des îles Chesterfield à long terme des requins tigres marqués reste donc encore à établir. Néanmoins, le déplacement de tous les requins tigres marqués à partir de l'habitat des récifs coralliens vers les milieux océaniques profonds, où ils ont entrepris des plongées à des profondeurs de 321 à 880 m (Tableau 5-2-1), suggère qu'ils évoluent à la fois dans les habitats océaniques et des récifs coralliens dans les eaux néo-calédoniennes, à l'instar de ce qui a été décrit dans d'autres parties du Pacifique comme Hawaii (Papastamatiou *et al.* 2011).

Conclusion

Bien qu'il convienne d'être prudent en comparant les taux de captures provenant d'autres études, le nombre élevé global de captures de requins tigres en Nouvelle-Calédonie suggère une population en bonnes conditions. Dans de nombreux endroits du monde, la population de requins a été fortement réduite et les chances d'observer une réhabilitation des populations à court ou moyen terme, restent improbables. Les données préliminaires de cette étude suggèrent une opportunité exceptionnelle de pouvoir gérer durablement une population de grands prédateurs qui n'a pas subi de pressions excessive, et continuent à jouer leur rôle clef dans les écosystèmes récifaux calédoniens. Compte tenu du rôle potentiel que les îles Chesterfield semblent jouer en tant que zone de concentration pour les requins tigre, qu'elle soit temporaire ou permanente, nous recommandons qu'une interdiction de toute activité de pêche visant à la capture de ces requins et des autres grands requins pélagiques tels que le requin blanc (*Carcharodon carcharias*), soit appliquée autour des îles Chesterfield. Etant donné leur mobilité, il convient que cette interdiction soit aussi appliquée à l'échelle la région, si elle n'est pas encore en place, et que les moyens adéquats soient mis en œuvre pour assurer son application.

Remerciements

Merci à Michael Berumen d'avoir fourni plusieurs récepteurs acoustiques et des balises satellites. Thomas Vignaud et Thomas Robertson ont aidé sur le terrain pour la capture et le marquage des requins tigres. Augustin, ainsi que de nombreux membres de l'équipage et des chercheurs ont fourni de nombreuses photos de requins tigres capturés lors de la mission précédente sur la biodiversité. Malcolm Francis a aidé à la configuration des satellites ; des commentaires utiles ont été faits sur cet article par Nick Otway.



Photo : T. Vignaud

Figure 5-2-6. Relacher d'un requin tigre du harnais.

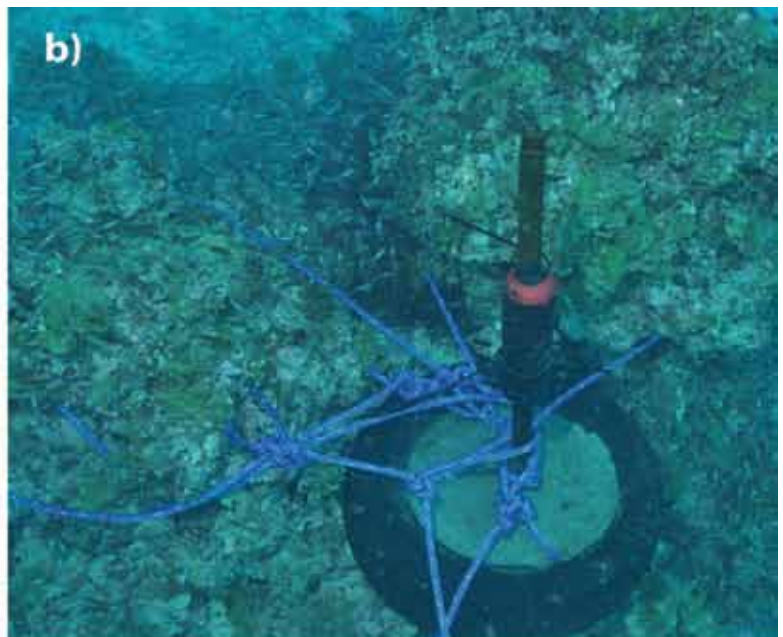
Figure 5-2-6. Releasing of a tiger shark from the harness.

Bibliographie

- Anonymous (2007). Palangrier taiwanais: du requin plein les cales. Les Nouvelles Calédoniennes. Edition du 16 mai 2007.
- Bascompte J, Melian C. J., Sala E. 2005. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. *Proc. Nat Acad. Sci. USA* 102, 101-117.
- Bonfil R., Francis M. P., Duffy C., Manning, M. and O'Brien S. 2010. Large-scale tropical movements and diving behavior of white sharks *Carcharodon carcharias* tagged off New Zealand. *Aquatic Biology*. Vol. 8: 115-123.
- Clua, E. and B. Séret (2010). Unprovoked fatal shark attack in Lifou island (Loyalty Islands, New Caledonia, South Pacific) by a Great White Shark, *Carcharodon carcharias*. *American journal of forensic medicine and pathology* 31 (3), 281-286.
- Del Monte-Luna P., Lluch-Belda D., Serviere-Zaragoza E., Carmona R., Reyes-Bonilla H., *et al.* 2007. Marine extinctions revisited. *Fish and Fisheries* 8, 107-122.
- Heithaus M.R. 2001. The biology of tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, in Shark Bay, Western Australia: sex ratio, size distribution, diet, and seasonal changes in catch rates. *Environmental Biology of Fishes* 61: 25-36.
- Heithaus M.R. 2004. Predator-prey interactions. In: Carrier J.C., Musick J. and Heithaus M.R. (eds) *The biology of sharks, skates, and rays*. CRC Press, Boca Raton, Fla., pp. 487-521.
- Henningsen A.D. 1994. Tonic immobility in 12 elasmobranchs: use as an aid in captive husbandry. *Zoological Biology* 13: 325-332.
- Holland K.N., Wetherbee B.M., Lowe, C.G. and Meyer C.G. 1999. Movements of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in coastal Hawaiian waters. *Marine Biology* 134: 665-673.
- Holland K.N., Bush A.C., Meyer C.G., Kajiura S.M., Wetherbee B.M. and Lowe C.G. 2001. Five tags applied to a single species in a single location: the tiger shark experience. In: Sibert J.R. and Nielsen J.L. (eds). *Electronic tagging and tracking in marine fisheries*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 237-247.
- Meyer C.G., Clark, T.B.; Papastamatiou Y.P., Whitney N.M. and Hollands K.M. 2009. Long-term movement patterns of tiger sharks *Galeocerdo cuvier* in Hawaii. *Marine Ecology Progress Series* 381: 223-235.
- Meyer C.G., Yannis P., Papastamatiou Y.P. and Holland K.H. 2010. A multiple instrument approach to quantifying the movement patterns and habitat use of tiger (*Galeocerdo cuvier*) and Galapagos sharks (*Carcharhinus galapagensis*) at French Frigate Shoals, Hawaii. *Marine Biology* 157: 1857-1868.
- O'Connell M., Shepherd T., O'Connell A., Myers R. (2007). Long-term declines in two apex predators, bull sharks (*Carcharhinus leucas*) and alligator gar (*Atractosteus spatula*), in Lake Pontchartrain, an oligohaline estuary in southEastern Louisiana. *Estuaries and Coasts* 30, 567-574.
- Papastamatiou Y. P., Cartamil D. P., Lowe C. G. *et al.* 2011. Scales of orientation, directed walks and movement path structure in sharks. *Journal of Animal Ecology* doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01815.x
- Rancurel, P. (1974) Les tortues marines en Nouvelle-Calédonie. *Nature calédonienne*. N°7: 4 pp.
- Read T.C., Lee S.Y., Werry J.M. and Clua E. 2010. Mark-recapture of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in New Caledonia: A photo-identification approach. Technical Report, CRISP, pp. 32.
- Weng K., Boustany A., Pyle P., Anderson S., Brown A., Block B. (2007). Migration and habitat of white sharks (*Carcharodon carcharias*) in the Eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 152, 877-894.
- Werry J.M., Clua E. and Planes S. 2010. Results on movement of tiger, *Galeocerdo cuvier*, and other large shark species in Southern and Northern Provinces, New Caledonia. Technical Report for missions SharCal 04 (fieldwork conducted in January 2010) and SharCal 05 (fieldwork conducted in March 2010). Technical Report, CRISP, pp. 15.

Planche 5-2-1. (Ci-contre) Installation d'un récepteur acoustique VEMCO VR2 qui est fixé sur une tige métallique portée par un socle en ciment (a), lui-même amarré aux patates coralliennes adjacentes afin d'éviter son déplacement lors de forte houle. Contention d'un requin tigre qui est d'abord pris par la caudale pour être attiré dans un harnais spécial disposé le long du bateau (c), avant d'être identifié par des encoches sur la dorsale et implanté avec un tag satellitaire sur le dos (d) ; le requin est aussi mis en immobilité tonique pour implantation d'un tag acoustique dans la cavité péritonéale (e) avant d'être photographié et relâché (f).

Plate 5-2-1. (Right page) Underwater setting up of an acoustic receiver VEMCO VR2 which is attached to a metallic stick inserted in a cement anchor (a), which is tangled with the neighbouring patch reefs for avoiding any shift due to the strong currents. Retrieving of a tiger shark which is first hold by the tale and pulled in a harness along the boat (c), before being notched on the dorsal fin and set with a satellite tag on the back (d); the shark is also put under tonic immobility for the placement of an acoustic tag in the belly (e) before being photographed and released (f).



Photos : M. Francis



Photo : T. Vignaud

Requin tigre (*Galeocerdo cuvier*) quittant le harnais dans le lequel il était contenu afin de lui apposer une balise acoustique dans la cavité péritonéale.

Tiger shark (Galeocerdo cuvier) leaving the harness where it was contained for the setting of an acoustic tag in the peritoneal cavity.

Context of the study: the project on “Coral Sea connectivity”

Shark populations are declining on a global scale, largely due to illegal and uncontrolled fishing practices (del Monte-Luna *et al.* 2007). Recent studies have highlighted the critical role these apex predators play in regulating food chain diversity through top-down control and the ecological concern for their overfishing (Baum *et al.* 2003; Myers *et al.* 2007; O’Connell *et al.* 2007; Stevens *et al.* 2000). The removal of sharks from coral reef habitats can have dramatic ecological ramifications, altering the functioning of high-value habitats. For example, shifts in coral-dominated habitats to algae have been attributed to the absence of sharks from coral reef systems (Bascompte *et al.* 2005). Association with high-value coral reef habitats can vary with shark species, with some more sedentary and others migratory in their behaviour. The range of movement of shark species can therefore determine their potential interaction with fishing activities and their vulnerability to these pressures (Heupel *et al.* 2006a; Stevens *et al.* 2000). Understanding the movement and habitat use (and thus habitat connectivity) of key tropical shark species is therefore essential for both management and conservation of shark populations and the coral reef habitats they regulate.

In the South Pacific, there is wide variability in both the spatial extent and the condition of coral reef habitats. On the Eastern seaboard of this region and at similar latitudes along the Tropic of Capricorn, the largest barrier reef system in the world (the Great Barrier Reef – GBR) extends along the east coast of Australia. Further to the east, New Caledonia is the second largest lagoonal reef system in the southern hemisphere and potentially operates as a ‘node’ for connectivity with the island regions of Vanuatu, Fiji and Tonga to French Polynesia. In Australia, the GBR has been listed as a world heritage site since 1981 and more recently in 2008 several areas in New Caledonia were also listed, including Prony Bay, in the Southern Province of this French Territory. Whilst these high-value coral reef habitats have been internationally recognised, information on the connectivity of populations of large sharks both within and between these habitats is scant and as such the protection of large sharks and their habitats in this region of the South Pacific is of concern.

Concepts such as Marine Protected Areas (MPAs) provide protection for source coral reef habitats, but have rarely been tested for their efficacy for protecting top-level predators such as large sharks. The shark marine reserve

at Beqa lagoon in Fiji was established to protect large site attached bull sharks, *Carcharhinus leucas*, however tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, for example are known to only briefly visit this site and remain vulnerable to fishing pressures outside the reserve (Brunnshweiler and Earle 2006). In recent years the application of acoustic and satellite technology has enabled significant insight into the movement patterns and behaviour of sharks, defining key population characteristics such as home ranges, extent of movement, migratory behaviour, depth and temperature preferences, hot spots, critical habitats, range of habitat use and preference and residency times (Heupel *et al.* 2006a; Heupel *et al.* 2006b; Weng *et al.* 2007). The coupling of these technologies with chemical analyses such as DNA tagging can also provide a powerful technique for identifying the extent of movement of a species through the identification of the source of recaptured individuals. These technologies provide detail on the inter-connectedness of habitats at the scale of top-level predators and as such are ideal for determining the appropriate design for top-level predator MPAs.

The tiger shark is the top-level predator in coral reef ecosystems (Friedlander and DeMartini 2002). It has a cosmopolitan distribution and occurs specifically throughout the South Pacific, including Australia and New Caledonia (Last and Stevens 1994). Whilst tiger sharks are generally considered attached to coral reef habitats, it is thought that they may undertake long-range migrations, potentially between Australian tropical waters and New Caledonia. These long-distance migrations between the two locations reflects the potential conservation implications for managing these widely separated habitats lying on a migration ‘highway’ for marine megafauna. Attaining migration data for large sharks is essential to ensure their effective conservation and provide protection at the spatial level of their home range. Movements of other large sharks such as the Great White, *Carcharodon carcharias*, have been found between New Zealand, New Caledonia, Australia and other regions of the South Pacific along similar latitudes of the Tropic of Capricorn (Bonfil *et al.* 2010). Determining the connectivity (i.e. days to years) of high-value tropical ecosystems at the scale of large predators within the Great Barrier Reef Marine Park (GRMPA) in Australia and across the Coral Sea with New Caledonia is important for the management of large sharks, the ecosystems they may regulate and the lifecycle of marine organisms that

rely on these habitats. Identifying migration pathways across international waters is essential for determining the vulnerability of large sharks, such as tiger sharks, to international fishing pressures.

Marine Protected Areas for top-level predators require determination of centres of shark activity, migration pathways and proportion of time spent in potential management zones (Almany *et. al.*, 2007, Weng *et. al.*, 2007). As such the lack of information on the degree of connectivity of large sharks between habitats and management zones within the GBRMP, across the Coral Sea and with New Caledonia is a significant handicap to ensuring a balanced approach to their conservation and providing solutions for management. Concomitantly, there is increasing public concern about large and dangerous sharks occurring in New Caledonian and Australian waters, with increased risks of shark-human encounter. With several human deaths since 2007 attributed to both large tiger and white sharks in New Caledonia (Clua and Seret 2010), understanding the long-range movements of large sharks and how often they use regions of high human activity is essential for management initiatives to better reduce the potential of hazardous interaction whilst ensuring conservation measures.

Significance, objective and location of the overall project on “Coral Sea connectivity”

This project aims to test hypotheses of connectivity of large shark populations both within and between disjunct high value coral reef habitats in the Great Barrier Reef Marine Park (Australia) and New Caledonia. This project addresses the knowledge gaps on movement and connectivity of large sharks with a specific focus in Australia, the Coral Sea and New Caledonia primarily for the tiger shark and where opportunity allows for the white shark and adult bull sharks. It is anticipated that the results of this study will have significant implications for the conservation of tiger sharks and other large sharks within the management areas in the GBRMP and New Caledonia, the management of regional shark fisheries, shark control measures and provide vital information on ecology of top-level predators in the South Pacific.

The objectives of this research program are to determine the connectivity of habitats for large sharks (primarily *G. cuvier*) both within the GBRMP in Australia and New Caledonia and between these habitats across the Coral Sea using a combination of chemical techniques and acoustic and satellite telemetry.

We specifically aim to determine:

- centres of shark activity,
- the proportion of time sharks spend in management zones and reef habitats, relative to time spent by

sharks in shelf and oceanic waters of the GBRMP and New Caledonia.

- identification of hot spots or areas of specific site fidelity,
- migration pathways across the Coral Sea.

New Caledonia is an isolated coral reef island in the South Pacific. Other than the Great Barrier Reef in Australia, New Caledonia has the largest coral reef lagoon in the Pacific. We have earmarked seven key sampling sites, with three key sites within New Caledonia: (1) Prony Bay in the South, (2) Belep in northern section and (3) the Chesterfield reefs (Figure 5-2-1). We have also highlighted three complementary sites in the GBRMP at similar latitudes in Australia: (1) Gladstone (23° 50' S), (2) Mackay (21° 07' S) and, (3) Cairns (16° 55' S) (Figure 1). Sites in the GBRMP were chosen to provide sufficient data for north, mid and southern sections of the GBRMP along with a north, mid and southern section of New Caledonia.

Introduction to the Chesterfield study

The impetus for this specific research, which is part of the overall project on “Coral Sea connectivity”, is to acquire a better understanding of the catch-per-unit-effort (CPUE), site fidelity and extent of movements of tiger sharks in New Caledonian territorial waters and their potential connectivity with tropical Australian waters. Within this framework, we present preliminary data on CPUE of tiger sharks in the Chesterfield Islands, a remote uninhabited coral reef archipelago in the Coral Sea located between Australia and New Caledonia. These results will be compared to CPUE on the tropical coastline of New Caledonia and we discuss potential differences in catch rates of tiger sharks in other studies further afield. We also describe the methodology for the other two aspects of this research.

1. Methods

1.1 Study site and capture method

Tiger sharks were captured on setlines in the lagoon. The lines consisted of a concrete anchor with 8 mm rope leading to several 20 L floats separated by additional lengths of rope on the surface. Each set line had a single trace 3 to 4 m in length ending with 2 m of stainless steel braided leader and one or two 8/0 tuna hooks. For ease of analysis each setline was considered a single hook. Lines were baited with tuna heads or cow parts obtained from an abattoir in New Caledonia. Lines were then checked every two hours and rebaited if necessary. If a shark was caught, a length of rope with the trace attached was detached from the setline and the shark was then

brought along side of a 4 m aluminium research vessel. A tail rope was applied to enable better handling of the shark before being restrained in a specially designed harness. The shark was then maintained with sufficient water flow over the gills by anchoring the boat and facing the shark into the current. An internal acoustic tagging was carried out after morphometrics were taken along with a tissue sample for DNA analysis. The dorsal fin was notched and photographed for recapture identification (Cf. plate 5-1). CPUE was determined as the number of sharks caught/hooks deployed in the respective study locations (i.e. Chesterfield Islands and Northern and Southern provinces).

1.2 Internal acoustic tags

V16 internal acoustic tags (Vemco, Amirix) with a lifespan of 3 to 5 years were placed into the perineal cavity through a small incision in the ventral body wall of captured tiger sharks. The incision was then sutured. During the tagging procedure, sharks were maintained on their back in tonic immobility (Henningsson 1994). Tags and surgery equipment were cleaned prior to the surgery. The implanted tags can be detected by seven acoustic receivers (VR2W) that were placed at strategic locations on the lagoon sea floor (Figure E). These tags enable long-term monitoring of whether the sharks return to sites of capture and hence provide insight into the site fidelity of the species in the Chesterfield Islands.



Photo :S. Van Dijken

Figure 5-2-7. Balise satellitaire largable, modèle “Fastloc GPS capable”, sur le dos d’un requin tigre. Le système d’attache rallongé permet aussi à cette balise archive de transmettre en temps réel des données aux satellites les plus proches.

Figure 5-2-7. PAT tag “Fastloc GPS capable” model, set up on the back of a tiger shark. Thanks to its extended cable, this archival tag is also able to transmit information to the nearest satellite in real time.

1.3 Archival satellite tags

Selected large tiger sharks were also fitted with mini Mk10-PAT (Pop-up Archival Transmitting satellite tags) (Wildlife Computers). These tags record the depth, water temperature and light levels in predetermined 3 hour bins and provide a history of the sharks’ long-range movements. In addition further large sharks were tagged with Mk10-F (Fastloc GPS capable) tags (Fig. 5-2-7). These tags were set for 3 or 6 months deployments and enable a reconstruction of the movement of the tiger sharks.

2. Results

In total 22 large tigers were captured in New Caledonian territorial waters during 46 days of fishing effort between January 2009 and August 2010. Of these, 20 were tagged. In the Chesterfield Islands, six large tiger sharks were captured, tagged and released in August 2010 with seven days fishing effort (Table 5-2-1, annex 5-1). Size of sharks at the Chesterfield Islands and Northern Province was around 300 cm total length (Figure 5-2-3). A trend was evident in CPUE between locations in New Caledonia, with Chesterfield Islands displaying a high mean CPUE (0.3 tiger sharks per hook), although the standard error was large (Figure 5-2-4). Northern and Southern Province displayed similar mean CPUE, of 0.1 tiger sharks per hook, although effort varied from nine days in the Northern Province and thirty days in the Southern Province. Overall CPUE across all locations was equivalent to 10.59 tiger shark/100 setline hooks.

Six large tiger sharks were internally tagged with V16 acoustic tags and released (Table 5-2-1). Two of these tigers were also tagged with mini Mk10-PAT satellite tags and two with Mk10-F tags. These tags were set for between 3 and 6 months deployments, but all released prematurely (see Figure 5-2-5 for pop-off locations). Of note, one tiger shark in the Chesterfield Islands regurgitated its stomach contents which contained seabird feathers, hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, remains (shell, beak and bones), and sea snake (black) remains. In addition, one Giant Grouper, *Epinephelus lanceolatus*, (195 cm total length) was also captured on the set lines and tagged with V16.

3. Discussion

3.1 CPUE trends

The overall CPUE of 10.59 tiger sharks per equivalent of 100 setline hooks is comparatively high compared to the 3.67 tiger sharks per 100 long line hooks in the study in Hawaii by Holland *et al.* (1999). CPUE of tiger sharks at spatially separated capture locations in the territorial waters of New Caledonia suggested a trend towards lower CPUE in the two locations inhabited by humans,

i.e. the Northern and Southern Provinces. In Hawaii, researchers noted that tiger sharks are constantly moving within very large home ranges and as such short-term localised depletion would probably not result in localised population reduction unless fishing was conducted continuously for a prolonged period sufficient to reduce populations at the regional level (i.e. whole of Hawaiian Islands) level (Holland *et al.* 2001).

In spite of a study conducted in the 1980's by P. Rancurel, an ORSTEM researcher, there is no historical data on capture of Tiger sharks in New Caledonia. Some reliable testimonies lead however to think that they were higher in the 1980's than nowadays, in particular in the Southern lagoon and around the Isle of Pines (P. Laboute, Pers. Comm.). Many captures by artisanal or occasional fishers were documented in the local newspaper and it is obvious that a significant number of Tiger sharks were removed around the Grande Terre, mainly for their jaws. Also, a longline fishery targeting deepwater snappers and tuna has operated in oceanic waters of New Caledonia in which shark has also been taken up until 2010; however, the catch of tiger shark in this fishery is unknown. These data, in spite of being partial, could explain the relative low density of Tiger shark that was assessed around the Grande Terre, submitted to a human pressure, in comparison with the Chesterfield reefs.

Recent satellite tagging of a 390 cm tiger shark in the Southern Province showed that this shark moved into oceanic waters of the Coral Sea before returning to the location of capture in the Southern Province indicating that this species is susceptible to longline fishing through its oceanic migrations (Werry *et al.* 2010). Fishing of sharks for fins by illegal foreign vessels has been confirmed in New Caledonian waters. The most recent being a Taiwanese fishing boat intercepted by the French military in 2007 with 7 tonnes of fin (including large tiger shark) on board (Anon. 2007). This pressure could be sufficient to impact tiger shark populations at the regional level.

It is interesting to note the trend for potentially higher catch of tiger sharks in the Chesterfield Islands despite the fact the illegal fishing was identified in these Islands by the French military. The trend for higher CPUE of tiger shark for the Chesterfield Islands during sampling could be linked to a local intrinsic density of this species. The data provided by this mission will not be sufficient to validate this hypothesis that will require more data. The higher CPUE could also be due to extensive burleying efforts for white shark that also took place where the tiger sharks were captured (Francis, this report). Nonetheless burleying at a lesser extent, also took place during fishing efforts in the Northern and Southern Provinces suggesting the trend towards higher CPUE in the Chesterfields could be best explained by other factors driving tiger sharks into the area from further afield, that are developed here after.

3.2 Seasonal concentration hypothesis

Although we only had evidence of the short-term (4 to 93 days) extent (10's to 100+ km) of movement from the Chesterfield islands by the satellite tagged tiger sharks, the higher CPUE could be explained by large tiger sharks moving into the Chesterfield Islands from New Caledonia and Australia resulting in a replenishment of the localised stock and providing a buffer from localised depletion, or leading to some seasonal concentration.

The Chesterfield islands are an important rockery for the seasonal nesting of green turtles, *Chelonia mydas* (Rancurel 1974). Fishing effort at the Chesterfield Islands during this study took place close but outside the specific turtle nesting period, however the catch of tiger sharks was still high during this period in relation to other locations in New Caledonia. Future tagging efforts in the Chesterfield Islands would be best directed during the turtle nesting season and a higher CPUE of large tiger sharks could be expected as tiger sharks may move into the islands to exploit the available turtles (Meyer *et al.* 2009). Furthermore, longer fishing times at the Chesterfield Islands and the Northern Province could result in broader size ranges similar to those observed in the Southern Province. One model to explore in the future is the possible movement of large tiger sharks to the Chesterfield Islands during turtle nesting, leaving reduced numbers of large tigers at the Northern and Southern Provinces. Small tiger sharks rarely prey on large turtles, whereas turtles are readily consumed by large tiger sharks which have the size and gape to deal with this prey. A hypothesis for this model could be larger tiger sharks in greater numbers occur in the Chesterfield Islands during turtle nesting. The movement towards a seasonally abundant food source in the Chesterfield Islands could also explain captures of smaller tiger sharks in the Northern and Southern Provinces during these periods. This model should include other places well known for turtle nesting such as the Entrecasteaux archipelago, in particular Huon island (E. Clua, Pers. Comm.).

3.3 Preliminary results on mobility and site fidelity for tiger sharks

Preliminary analysis of photos of tiger shark dorsal fins from the Southern Province between 2002 and 2009 indicates the recapture of two large tiger sharks in this area suggesting long term site fidelity (Read *et al.* 2010). In addition eight of 10 tiger sharks acoustically tagged in Southern Province have been repeatedly detected or 'recaptured' on acoustic receivers between January 2009 and August 2010 in the Southern Province also indicating site fidelity for this location (Werry *et al.* 2010 and unpublished data). Repeat detections or 'recaptures' of eight acoustically tagged tiger sharks were also as

high as 50% compared to a recapture rate of 12% from conventional tagging of 133 tiger sharks in a study by Holland *et al.* (1999) further suggesting tiger sharks do display some degree of site fidelity in other locations further afield but could be biased by the tagging method. Heithaus (2001) also found a recapture rate of > 10% from conventional tagging of tiger sharks in Shark Bay, Western Australia. Our preliminary results of acoustically tagged tiger sharks support the evidence that large tiger sharks (> 2 m TL) in New Caledonia display site fidelity. Our satellite tagging of tiger sharks in Chesterfield indicates movement away from the islands into the Coral Sea, although the sharks didn't move distances from the Islands sufficient to reach mainland Australia or New Caledonia (i.e. > 500 km) during the period of tag deployment. Long-term site attachment of tagged tiger sharks to the Chesterfield Islands is yet to be established. Nonetheless, movement of all tagged tiger sharks from coral reef habitats into deep oceanic environments, where they undertook dives to depths of 321 to 880 m (Table 5-2-1), suggests they do rely on both oceanic and coral reef habitats in the Coral Sea, as it was described in other places around the Pacific such as Hawaii (Papastamatiou *et al.* 2011).

Conclusion

While caution should be exercised with the comparison of catch from different line methods in other studies, the high CPUE of tiger sharks in New Caledonia could suggest a vibrant population. In many examples around

the globe, shark stocks have been heavily depleted requiring major management initiatives. The preliminary data in this study however, suggest an opportunity for management to ensure tiger shark populations remain healthy in New Caledonia. Given the role that Chesterfield Island seem to play as a concentration area for tiger sharks, we recommend a ban of any fishing aiming at catching sharks should be enforced in the Chesterfield area, if it is not yet in place, providing the adequate means for insuring its enforcement.

Acknowledgments

Thank you to Michael Berumen for providing several acoustic receivers and satellite tags in a collaborative capacity. Thomas Vignaud and Thomas Robertson provided assistance in the field with the capture and tagging of tiger sharks. Augustin and the numerous crew and fellow researchers/specialists of the larger biodiversity survey provided numerous photos of the captured tiger sharks. Malcolm Francis provided assistance with satellite configuration and helpful comments and discussion on this paper were provided by Nick Otway.

Figure 5-3-8. Werry et Clua en train de réoxygéner un requin tigre afin de garantir une récupération optimale après la pose de balises interne et externe.

Figure 5-3-8. Werry and Clua reoxygenating a tiger shark in order to insure optimum recovery after internal and external tagging.

Photo : T. Vignaud



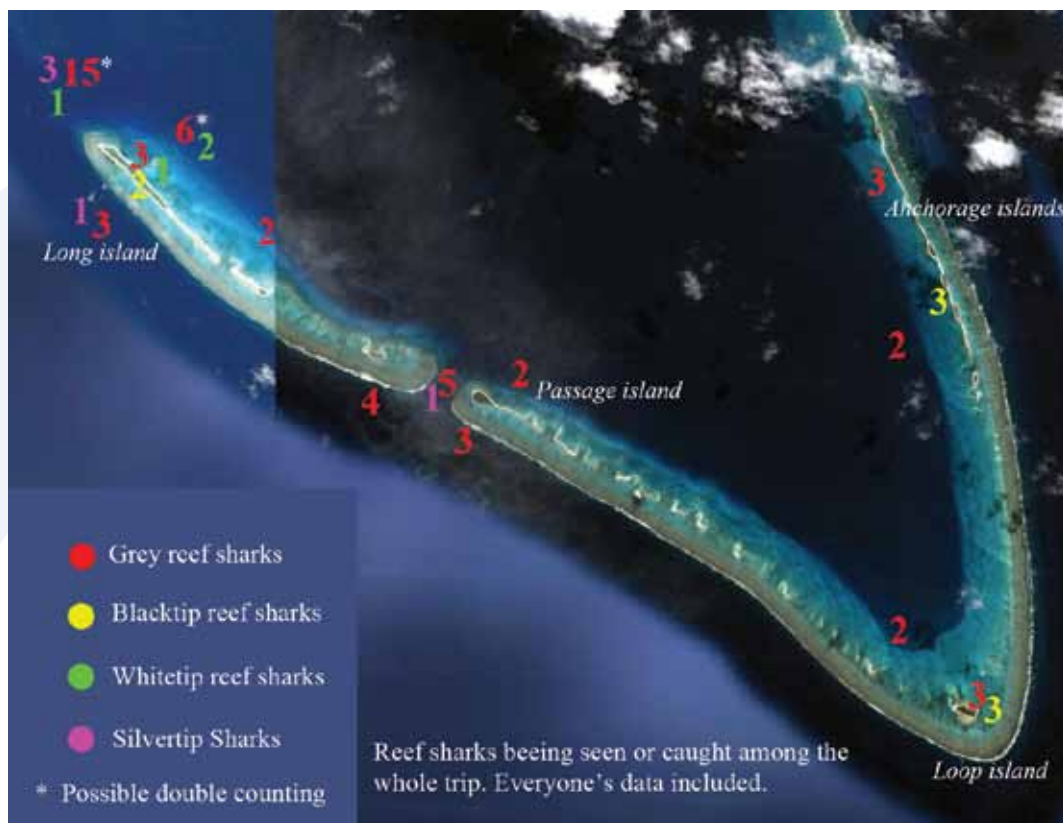


Figure 5-3-1. position et nombre d'observations de requins.

Figure 5-3-1. Location and number of the reef sharks sightings.

Figure 5-3-2. Site de pêche sur le côté Est de l'îlot Loop. Les requins point noir juvéniles arrivaient d'eaux très peu profondes (<20 cm) et se jetaient sur l'hameçon. Les adultes et sub-adultes de la même espèce approchaient plus lentement et tournaient un moment dans la zone avant de s'approcher de l'hameçon. Ils n'ont pas tous été pris puisque certains sont partis sans avoir mordus.

Figure 5-3-2. Fishing site on the Eastern side of Loop Island. Juveniles' blacktip reef sharks arrived from very shallow waters (<20 cm) and rushed the hook immediately. Adults and sub-adults of blacktip reef and grey reef sharks approached slowly, roaming a few minutes in the area before approaching the hook. They weren't all caught as some of them refused to take the hook and swam away without biting.



Introduction

Le rôle essentiel que des grands prédateurs tels les requins jouent dans l'équilibre des écosystèmes récifaux a été largement documenté, ainsi que les effets potentiels et observés de leur déclin (Stevens *et al.* 2000, Baum *et al.* 2003, Sergio *et al.* 2006). A titre d'exemple, le déclin de l'abondance de 11 espèces de requins le long de la côte Est de l'Amérique du Nord a eu pour effet l'augmentation des populations de raies chauve-souris (*Rhinoptera bonasus*), ce qui a considérablement affecté les populations de pétoncles dont elles se nourrissent, entraînant la faillite de la pêche côtière locale (Heithaus *et al.* 2008). Dans les écosystèmes récifaux, l'absence de grands prédateurs a un impact significatif sur la biomasse totale des poissons et la structure de la pyramide trophique, et altère la santé des écosystèmes (Friedlander et De Martini, 2002). En réalisant des comptages visuels sous-marins sur des sites avec un gradient de densité des grands prédateurs, Sandin *et al.* (2010) ont montré que les espèces de poissons ciblées par les requins (et potentiellement par les pêcheurs) ont tendance à consacrer plus d'énergie pour la reproduction que pour leurs réserves somatiques. Ce phénomène conduit à un gain de biomasse dû à une augmentation du nombre d'individus, en dépit de leur taille inférieure à ceux qui n'étaient pas soumis à la prédation des requins. Malgré la démonstration de ce rôle et les arguments de la communauté scientifique en faveur de la protection des requins, la situation de leurs populations dans le monde entier ne s'est pas améliorée (Lack and Sant 2009). Leur exploitation commerciale repose sur la valeur de leurs ailerons sur le marché pour la consommation humaine (Brierley 2007). Les estimations des recettes annuelles mondiales du commerce des ailerons (y compris la vente des carcasses de requins et d'autres sous-produits) se situent entre 400 et 550 millions \$US, principalement concentrées en Asie du Sud-est (Clarke *et al.* 2007). Dans la mer de Corail voisine, les chiffres sur les populations de requins commencent à devenir inquiétants. En dépit d'être l'un des écosystèmes récifaux les mieux gérés de la planète, une étude sur la Grande Barrière de Corail (Australie) a documenté un effondrement en cours des populations de deux des espèces de requins de récif les plus abondantes. L'abondance des requins à pointes blanches de lagon (*Triaenodon obesus*) et des requins gris de récif (*Carcharhinus amblyrhynchos*) diminue respectivement de 7% et 17% par an (Robbins *et al.* 2006). Les aires marines protégées (AMP) semblent pourtant être un outil efficace pour la conservation

des requins (Dulvy 2006). Les effets positifs de ces aires marines protégées peuvent toutefois être masqués par le braconnage qui se produit dans la mer de Corail. A titre d'exemple, un bateau taïwanais a été arrêté en mai 2007 par la marine française dans la Zone Économique Exclusive de Nouvelle-Calédonie, à proximité des récifs des Chesterfield et Bellona, avec 7 tonnes de requins et encore 25 tonnes d'appâts à bord (Anon. 2007) (cf. planche 5-3-1).

La résilience des requins au sein des écosystèmes récifaux est limitée par leur très faible fécondité. Elle est, par ailleurs, fortement liée à la diversité génétique parmi les populations proches de congénères. Compte tenu de leur position centrale dans la mer de Corail, les récifs Chesterfield peuvent être considérés comme éloignés et isolés, ce qui signifie que les requins pourraient être facilement vulnérables à une surpêche qui mettrait rapidement en péril leur diversité génétique. Néanmoins, en s'appuyant sur le concept de la connectivité entre les récifs (Sale 2004), ces récifs peuvent aussi être considérés comme une étape relais entre les grandes populations de requins de récif d'Australie, de Nouvelle-Calédonie et potentiellement de Papouasie-Nouvelle-Guinée. Ainsi, le risque de dégradation de la variabilité génétique au sein des Chesterfield serait d'autant plus aigu que la connectivité entre les Chesterfield et le reste de la mer de Corail serait faible. Il convient donc de l'évaluer au plus vite.

Jusqu'à présent, aucune étude n'avait spécifiquement porté sur les requins de récif des Chesterfield. Dans ce contexte, il apparaissait donc essentiel de remplir les objectifs suivants dans le cadre de la mission CHESTER2010:

1. Réaliser une évaluation générale des populations de requins de récif dans la zone; cette étude comprendrait les espèces les plus communément rencontrées comme le requin pointe noire (*C. melanopterus*), le requin gris de récif (*C. amblyrhynchos*), le requin à pointes blanches de lagon (*T. obesus*) et le requin à pointes blanches des passes (*C. albimarginatus*);
2. Recueillir des échantillons de peau afin d'améliorer l'estimation de la taille des populations et d'identifier une possible signature génétique des requins des Chesterfield, afin de mieux comprendre la connectivité génétique avec d'autres populations de la mer de Corail.

1. Matériel et Méthodes

Aucune publication scientifique n'a jamais été faite sur les requins de récif des Chesterfield, cependant des informations existent, principalement à travers des témoignages et articles de magazine. Avant et après la mission, nous avons rassemblé les principaux documents disponibles et nous avons interrogés plusieurs plongeurs expérimentés et fiables, à la fois en Nouvelle-Calédonie et en Australie, qui ont pratiqué les récifs Chesterfield.

Pendant la mission, un des auteurs (TV) a consacré son temps à la pêche aux requins côtiers, soit à partir des plages d'îlots (internes et externes), soit d'un bateau. Des lignes manuelles composées de tresses métalliques montées sur des hameçons sans ardoillon ont été utilisées pour capturer les requins. Chaque session comprenait *a minima* une ligne avec de petits appâts et parfois une autre ligne neutre avec des poissons morts pour attirer et concentrer les requins de récif. Quand un requin était attrapé, il était tiré hors de l'eau (sur la plage ou sur le bateau) pendant 1 à (maximum) 3 minutes. Le sexe était alors déterminé, l'individu mesuré et une biopsie était effectuée sur la queue ou la nageoire dorsale afin de permettre une analyse génétique. L'hameçon était finalement retiré avec des pinces et le requin libéré (cf. planche 5-1). Les appâts utilisés sur les lignes étaient composés de morceaux de thon, thazard, poissons de récif frais ou bonite. Nous avons cumulé un total de 25 heures de pêche, dans 4 zones différentes (trois îlots et la passe de l'île Longue, cf. Fig. 5-1).

En plus des sessions de pêche, deux sessions d'échantillonnage sous l'eau (durée: 1 heure) ont été menées pour obtenir des biopsies de requins à l'aide d'une arbalète dont l'extrémité de la flèche était équipée d'un emporte-pièce. Tandis qu'un plongeur en apnée pêchait au fusil pour attirer les requins de la zone et créer une frénésie liée à la présence de poissons en détresse, l'autre plongeur réalisait les biopsies (cf. plongée 3 de la Fig. 5-1).

Enfin, les plongées en scaphandre autonome effectuées par E. Clua et M. Francis lors de la mission et ce, indépendamment de leur objet (mise en place de récepteurs acoustiques, comptages de poissons, etc.), ont permis d'évaluer visuellement l'abondance des requins de récif. En terme d'effort, elles correspondent à 2 plongeurs pendant 3 heures (site 1), 2 plongeurs pendant 2 heures (site 7) et 1 plongeur pendant 1 heure (sites 2, 4, 5, 6, 8, 9, 10 et 11) (Fig. 5-1). Tous plongeurs confondus, l'effort total de comptage visuel sous-marin des requins côtiers a été de 20 heures (1 plongeur).

NB: lorsque deux plongeurs sont en binômes sans méthodologie précise d'observation, l'effort est ramené à un seul plongeur car ils observent les mêmes requins, *a fortiori* dans un contexte de densité très faible comme c'était le cas aux Chesterfield.

2. Résultats

2.1 Historique des densités de requins aux Chesterfield

Une mission de plongée en apnée a été organisée en 1971 dans les récifs Chesterfield par une équipe australienne composée de plusieurs plongeurs qualifiés, dont les célèbres Ron et Valérie Taylor (Harding 1971). Selon l'article du magazine, des densités très élevées de requins non habitués à l'homme ont été observées. Voici quelques extraits éloquentes de l'article: «Personne ne soupçonnait que l'activité de requin serait aussi intense qu'elle l'était...», «Les requins des Chesterfield étaient agressifs, et non pas simplement curieux...», «Les requins sont curieux et nagent très près de nous», «Ces requins semblent être affamés, ils ont attaqué les hélices de nos petites embarcations et nageait frénétiquement autour en brisant la surface avec leurs nageoires dorsales», «(...) il suffisait juste de jeter un hameçon avec un appât dans l'eau et en moins d'une demi-minute, un lutjan rouge de 7kg était au bout de la ligne. Avant que le poisson puisse être sorti de l'eau un requin l'avait déjà attrapé...», «Les requins étaient si affamés qu'ils s'accrochaient à leur prise grâce à leur mâchoire telle un étau et n'abandonnaient qu'après avoir été entraînés complètement hors de l'eau. Un requin a même nagé hors de l'eau sur le récif découvert alors qu'il suivait un appât placé à quelques centimètres devant lui...". Une interview de V. Taylor, réalisée par E. Clua en juin 2010 lors de la Conférence internationale sur les requins de Cairns, a confirmé les concentrations impressionnantes de requins côtiers dans les récifs des Chesterfield, tout comme l'article de magazine écrit par Harding (1971).

Plusieurs autres témoignages ont confirmé une très forte densité de requins de récif entre les années 70 et 80. Pierre Laboute est un ancien plongeur scientifique de l'IRD (ex-ORSTOM). Il a fait partie de plusieurs missions scientifiques dans la zone et a fait le commentaire suivant: «Lors d'une mission dans les années 70 qui a eu lieu vers le mois d'avril, je me souviens que nous étions témoins de l'éclosion de tortues vertes (*Chelonia mydas*), lorsque nous avons été entourés par plusieurs centaines de requins gris de récif (*Carcharhinus amblyrhynchos*), à proximité de l'île Longue, sur une profondeur d'environ 30 mètres. Ils étaient très excités. Nous avons dû nous replier sur le bateau, et des requins ont mordu deux fois l'hélice du bateau alors que le moteur était en marche, c'était incroyable...»

Des témoignages plus récents (2008) ne décrivent pas de telles concentrations, mais évoquent tout de même la présence de plusieurs requins de récif au cours de chaque plongée (G. Lasne, comm. pers.).

2.2 Résultats des pêches menées pendant la mission CHESTER2010

Un total de 19 requins ont été capturés. Ces captures étaient composées de 12 requins gris, 4 requins à pointe noire, 2 requins pointes blanches de lagon et 1 requin pointes blanches des passes (Tableau 5-3-1, annexe 5-1).

Tableau 5-3-1. Composition de la capture de la mission CHESTER2010 (voir annexe 5-1 pour détails)

Table 5-3-1. Catch composition of the CHESTER2010 mission (details in annex 5-1)

Espèces/ Species	Individus capturés /Total number	Mâles/ Males	Femelles/ Females	Taille moyenne/ Average size	Sites/ Locations
<i>C. amblyrhynchos</i>	12	3	9	109	11 autour de l'île Longue, 1 à l'îlot Loop/ 11 around Long Island, 1 from Loop island
<i>C. melanopterus</i>	4	2	2	105 (dont 2 de 70 cm)	1 autour de l'île Longue, 3 à l'îlot Loop/ 1 from Long island, 3 from Loop island
<i>C. albimarginatus</i>	1	0	1	90	Passe nord de l'île Longue/ North pass of Long Island
<i>T. obesus</i>	2	0	2	105	Dans le lagon à l'îlot Loop/ Inside the lagoon of Long Island

Les deux juvéniles que nous avons capturés lors de la mission étaient de requins pointe noire de récif qui mesuraient 70 cm et qui provenaient de ces zones peu profondes. Les plus gros requins de cette espèce provenaient généralement des eaux plus profondes (Fig. 5-2).

2.3 Comptage visuel sous-marin des requins de récif

Les observations en plongée scaphandre et apnée ont permis de dénombrer 49 requins composés de 4 espèces

NB: il est intéressant de noter que les requins gris de récif ont été capturés à partir de la plage dans des eaux peu profondes. C'est un fait très rare puisque les requins gris restent habituellement dans des eaux plus profondes. Il a été rapporté que cette espèce peut être trouvée dans des eaux peu profondes lorsque le requin pointe noire n'y est pas présent. Ce pourrait être un indice indiquant que la population de requins pointe noire des récifs Chesterfield est peut-être faible et que leur présence est limitée à un environnement très peu profond situé entre les îles et le récif externe.

différentes à savoir *C. amblyrhynchos* (38 individus), *C. melanopterus* (5 individus), *C. albimarginatus* (4 individus) et *T. obesus* (2 individus).

2.4 Synthèse des résultats

Un total cumulé de 68 requins ont été vus au cours des 8 jours de la campagne comprenant 25 heures de pêche (1 pêcheur) et 20 heures d'observation sous-marine (1 plongeur). Parmi ces 68 individus, on relève 50 requins gris, 9 requins pointe noire, 4 requins pointes blanches de lagon et 5 requins pointes blanches des passes (Fig. 5-3-1 et Tableau 5-3-2).

Tableau 5-3-2. Compilation des observations de requins de récif au cours de la mission CHESTER2010.

Table 5-3-2. Compilation of reef shark observations of the CHESTER2010 mission.

Espèces/ Species	Nombre d'individus observés/ Total number	Taille mini. estimée/ estimated minimum size	Taille maxi. observée/ Estimated max. size	Taille moyenne estimée/ Estimated average size
<i>C. amblyrhynchos</i>	50	90 cm	160 cm	110 cm
<i>C. melanopterus</i>	9	70 cm	150 cm	non applicable
<i>C. albimarginatus</i>	5	100 cm	150 cm	120 cm
<i>T. obesus</i>	4	100 cm	120 cm	110 cm

En dépit d'un appâtage important, les 2 tentatives de mise en œuvre d'échantillonnage ADN sous-marin de requins n'ont pas abouti et les échantillons d'ADN ont été uniquement obtenus grâce à la pêche (n = 19).

3. Discussion

D'après nos observations, les requins de récif sont présents aux Chesterfield en nombre très limité et de taille moyenne à faible. Les densités et distribution de taille observées sont comparables à celles des zones fortement exploitées dans le Pacifique. Par ailleurs, le comportement des requins confirme qu'ils sont pêchés.

3.1 Faiblesse des Captures Par Unité d'Effort (CPUE) pour les requins de récif

La CPUE est étroitement liée à la densité des requins, mais également à leur comportement d'évitement en présence d'engins de pêche. Ce comportement a été évident avec tous les requins et particulièrement les requins gris. Quelle que soit la méthode d'observation (sous l'eau ou du bateau), nous avons clairement vu les requins tourner autour de l'hameçon appâté, ingérer les morceaux de poisson qui étaient dispersés pour les attirer dans la zone, mais ils ont très rarement mordus à l'hameçon. Quand un requin venait tout près de l'hameçon, attiré par l'appât, il lui arrivait souvent de brutalement changer de direction, signe de grande nervosité et méfiance. Il est connu que les requins peuvent détecter le métal, mais ils n'en ont pas peur à moins d'avoir déjà été pris ou d'avoir vu d'autres individus se faire prendre (Spät *et al.* 2010). Ce comportement est une preuve irréfutable que les requins gris de récif des Chesterfield ont fait l'objet d'une pêche avec du matériel type tresses métalliques

et gros hameçons. En complément du comportement d'évitement, la faible CPUE s'explique par une faible densité de requins. Nous avons parfois passés plus d'une heure à appâter avant que le premier requin ne se présente et jamais plus de 6 requins n'ont été vus en même temps.

La CPUE de la mission CHESTER2010 pour les requins pointe noire de récif, qui sont parmi les espèces les plus faciles à capturer dans un tel milieu, est de 0,16 requins/heure (Tableau 5-3-3). Cette valeur est très inférieure à celle mesurée en Polynésie française (jusqu'à 4,5 requins/heure), ou sur les sites fortement exploités de Nouvelle-Calédonie (0,8 requins/heure). Même si la faible densité de requins pointe noire juvéniles nous amène à considérer que l'environnement des Chesterfield pourrait ne pas être un habitat optimal pour cette espèce, ces chiffres portent à croire que les requins de récif Chesterfield ont été pêchés dans un passé récent.

3.2 La taille moyenne des animaux

En plus d'être présents en faible densité, les requins des Chesterfield présentent également une faible taille moyenne, qui pourrait être un effet de la surpêche. Les tailles moyenne (110 cm) et *maximale* (160 cm) du requin gris de récif mesurées aux Chesterfield sont faibles pour une espèce qui peut atteindre une taille *maximale* de 220 cm LT (Compagno 2001). Dans lieu aussi éloigné et vierge que les Chesterfield, on pourrait s'attendre à capturer ou observer des animaux âgés et de grande taille (généralement des femelles) (Friedlander et De Martini 2002) mais ce ne fut pas le cas. Cela ne signifie pas qu'ils sont absents de la zone, mais qu'ils sont soit en très faible densité, soit en densités raisonnables mais qu'ils se tiennent éloignés de l'Homme. Il semblerait néanmoins que la plupart des adultes de grande taille aient été pêchés il y a quelques années et que nous ne puissions voir actuellement que les requins qui ont

Tableau 5-3-3. Comparaison des PPUE de requins pointe noire *C. melanopterus* selon la même méthode de capture.

Table 5-3-3. Comparison of CPUE of blacktip shark *C. melanopterus* following the same method of capture.

Pays/ Country	Nombre de requins pointe noire/ NB of Blacktip sharks	Effort de pêche/ Fishing effort	PPUE/ CPUE	Sources/ Reference
Polynésie française / French Polynesia (Archipel des Actéons)	234	52 h	4,5 requins/h	(Clua 2009)
Polynésie française/ French Polynesia(Rangiroa)	37	14 h	2,6 requins /h	(Vignaud 2008, données non publiées)
Polynésie française / French Polynesia (Fakahina)	42	37 h	1,1 requin/h	(Mourier <i>et al.</i> 2009)
Nouvelle Calédonie/ New Caledonia (Îlot Mato)	12	15 h	0,8 requin/h	(Vignaud and Clua 2010, données non publiées)
Chesterfield	4	25 h	0,16 requin/h	Présente étude

échappé à cette pression, et étaient juvéniles à l'époque. Les mêmes observations peuvent être faites sur les pointes blanches des passes *C. albimarginatus*. Tous les individus observés étaient jeunes et ce, même dans la passe de l'Île Longue, qui a pourtant une forte influence océanique très favorable pour attirer les grands requins de cette espèce. Nous avons cependant vu de très jeunes

requins gris de récif, probablement nés en 2010, dont la présence prouve qu'il y a encore des accouplements d'adultes dans la zone (cf. planche 5-1). La figure 5-3-3 montre la différence importante de taille entre les requins gris capturés aux Chesterfield et à Moorea, une île pourtant anthropisée.

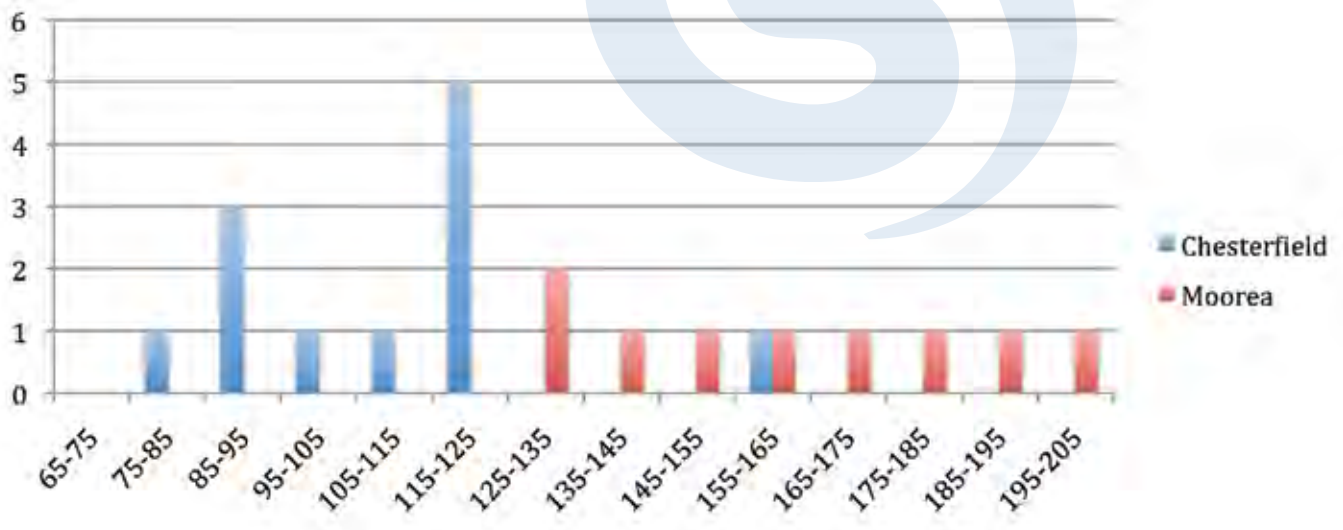


Figure 5-3-3. Comparaison de taille entre les requins gris de récifs (*C. amblyrhynchos*) capturés aux Chesterfield (bleu) et ceux captures à Moorea (rouge) en utilisant le même technique de pêche.

Figure 5-3-3. Sizes of the grey reef sharks (*C. amblyrhynchos*) caught in the Chesterfield (blue) compared to the one caught in Moorea (red), with the same fishing technique.

3.3 Nécessité de réaliser des échantillonnages d'ADN supplémentaires

Le nombre d'échantillons d'ADN prélevé est faible ($n = 19$) et ne permettra pas, par conséquent, d'avoir recours à la génétique pour obtenir une estimation fiable de la taille des populations des requins de récif, ni une idée générale de la connectivité des ces populations avec d'autres sites de la mer de Corail. Pour obtenir un résultat fiable, le nombre minimum d'échantillons requis pour une espèce donnée est d'environ 30. A ce titre, le nombre d'échantillons de requins gris de récif n'est lui-même pas suffisant ($n = 12$). À l'heure actuelle, les échantillons d'ADN récoltés ont été doublés : l'un est conservé à la CPS à Nouméa, et l'autre au CRILOBE à Moorea, où l'analyse génétique pourra être réalisée plus tard, quand le nombre requis d'échantillons aura pu être récolté. Dans la cadre de campagnes à venir, il serait intéressant de couvrir toute la zone des Chesterfield, qui couvre 300 km de long et 80 km de large, des récifs Bellona au sud aux récifs Bampton au nord. Certains de ces récifs peuvent abriter de plus fortes concentrations de requins qui n'ont pas été exploitées, et leur exploration permettrait de récolter un nombre important d'échantillons d'ADN et d'avoir une vision

plus claire sur ce qui s'est potentiellement passé dans les récifs Chesterfield qui offrent un abri sûr pour les bateaux de pêche, et peuvent donc être ciblés en priorité.

Conclusion: Nécessité de mesures immédiates de conservation

Les requins ont une capacité lente à la régénération des stocks et ce, en raison d'une maturité sexuelle tardive, de petites portées et une longue période de gestation (Bonfil, 1994). Ces caractéristiques les rendent très vulnérables à la pêche, même de faible intensité. Cette vulnérabilité serait aggravée dans le cas où les récifs Chesterfield s'avèreraient être faiblement connectés en raison de leur isolement. Si c'est le cas, les nouveaux migrants en mesure d'apporter de la diversité génétique dans la population locale sont probablement très rares, et une population appauvrie ne peut pas récupérer de manière efficace. La meilleure option à court terme semble être de mettre en œuvre une protection totale des requins dans la zone des Chesterfield jusqu'à ce que potentiellement les évaluations s'améliorent. A noter que la mise en oeuvre d'une réglementation

devra s'accompagner de mesures efficaces d'application qui devront tenir compte de la taille et l'éloignement de l'endroit, et donc de la capacité de tout bateau illégal, notamment les palangriers, à infliger des dégâts significatifs en quelques jours seulement comme cela a très probablement été le cas dans le passé. La santé des récifs Chesterfield dépendra fortement de l'efficacité de l'application de ces mesures de conservation pour les requins de récif. Par ailleurs, il est recommandé d'organiser des campagnes d'échantillonnage d'ADN complémentaire dans la zone dans le but déterminer la résilience des populations locales de requin de récif et leur connectivité avec le reste de la mer de Corail, dont peuvent dépendre les modalités les plus adaptées de gestion durable.

Bibliographie

- Anonymous (2007). Palangrier taiwanais: du requin plein les cales. Les Nouvelles Calédoniennes. Edition du 16 mai 2007.
- Baum J. K., Myers R. A., Kehler D. G., Worm B., Harley S. J., Doherty P. A. (2003) Collapse and conservation of shark populations in the northwest Atlantic. *Science* 299, 389-392.
- Bonfil, R. (1994). Overview of world elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, 341. 119 pp.
- Brierley, A. S. (2007). Fisheries ecology: Hunger for shark fin soup drives clam chowder off the menu. *Current Biology* 17(14): R555-557.
- Clarke, S., McAllister, M. K., Milner-Gulland, E. J., Kirkwood, G. P., Michielsens, C. G. J., Agnew, D. J., Pikitch, E. K., Nakano, H. and M. S. Shivji (2006) Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters*, (2006) 9: 1115-1126.
- Clua, E. (2009) Campagne de prélèvements (17 au 28 mars 2009) de matériel génétique sur requins du genre *Carcharhinus* dans le cadre de la mission "Archipel des Actéons". Rapport technique du CRISP. 13 pp.
- Compagno L. J. V. (2001) Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Volume 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). FAO species catalogue for fisheries purposes 2001; N°1, Vol. 2: 269 p.
- Dulvy, N. K. (2006) Conservation biology: strict marine protected areas prevent reef shark declines. *Curr. Biol.* 16, R989-R991.
- Friedlander, A. M. and De Martini, E. E. (2002) Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing down apex predators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 230, 253-264.
- Harding, J. Taylor R, Taylor, V. *et al.* (1971) A skindiving expedition to the remote Chesterfield Reefs. *Fathom Magazine*. 6: 7-23.
- Heithaus, M.R., Frid, A., Wirsing, A.J., Worm, B. (2008). Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol Evol.* 23(4): 202-210.
- Lack, M. and Sant, G. (2009) Trends in Global Shark Catch and Recent Developments in Management. TRAFFIC International.
- Mourier, J., Vignaud, T. and Planes, S. (2009). Rapport de la mission requins à Fakahina. Rapport CRILOB pour le service de la pêche, 8pp.
- Myers R. A., Baum J. K., Shepherd T. D., Powers S. P., Peterson C. H. (2007) Cascading Effects of the Loss of Apex Predatory Sharks from a Coastal Ocean. *Science* 315, 1846-1850.
- Robbins, W.R., William, D., Hisano, M., Connolly, S. R. and Choat, J. H. (2006) Ongoing collapse of coral-reef shark populations. *Cur. Biol.* 16, 2314-2319.
- Sale, P. (2004) Connectivity, Recruitment Variation, and the Structure of Reef Fish Communities. *INTEGR. COMP. BIOL.*, 44:390-399.
- Sandin, S.A., S.M. Walsh, J.B.C. Jackson. (2009) Prey release, trophic cascades, and phase shifts in tropical nearshore marine ecosystems. In J. Estes and J. Terborgh (eds) *Trophic cascades*, Island Press.
- Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., and Pedrini, P. (2006). Ecological justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43, 1049-1055.
- Spaet, J. L., Kessel, S. T., Gruber, S. H. (2010). Learned hook avoidance of lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) based on electroreception and shock treatment. *Marine Biology Research*, July 2010, pp 399-407.
- Stevens J. D., Bonfil R., Dulvy N. K., Walker P. A. (2000) The effects of fishing on sharks, rays, and chimeras (chondrichthyans), and the implications for the marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57, 476-494.



Photo s : T. Vignaud

Planche 5-3-1. En haut à gauche: page de couverture des “Nouvelles Calédonniennes” du 16 mai 2007, titrant l’arraisonnement d’un bateau braconnier taiwanais à proximité des récifs Chesterfield et Bellona. (a) T. Vignaud tenant un requin gris juvénile en état d’immobilité tonique. Exemples de requins de récif juvéniles qui ont été capturés lors de CHESTER2010 : (b) M. Francis avec un requin pointes blanches (*C. albimarginatus*); (c) un requin gris de récif sur le point d’être relâché (*C. amblyrhynchos*) et (d) un jeune requin pointe noire de l’année (*C. melanopterus*).

Plate 5-3-1. Cover page of the newspaper “Les Nouvelles Calédonniennes” on the 16 May 2007, headlining the arrest of a Taiwanese poaching boat loaded with tons of sharks from the Chesterfield reefs (top left). (a) T. Vignaud holding a juvenile grey reef shark through tonic immobility. Examples of juvenile reef sharks that were caught during CHESTER2010: M. Francis with a white tip shark (*C. albimarginatus*); a grey reef shark (*C. amblyrhynchos*) about to be released (c) and a young-of-the-year black tip shark (*C. melanopterus*).

Photo : G. Lasne



Requin gris (*Carcharhinus amblyrhynchos*) survolant le substrat dur d'une passe où cette espèce est quasi-absente.
Grey reef shark (Carcharhinus amblyrhynchos) flying over the hard substrate of a passage where this species can hardly be found.

Introduction

The critical role that top predators such as sharks play in the balance of reef ecosystems has been widely documented, as well as the potential and observed effects of their decline (Stevens *et al.* 2000, Baum *et al.* 2003, Sergio *et al.* 2006). As an example, the decline in abundance of 11 shark species along the east coast of North America has increased cownose ray (*Rhinoptera bonasus*) populations, which significantly impacted scallops on which they feed (Heithaus *et al.* 2008). In reef ecosystems, the absence of apex predators has a significant impact on the total fish biomass and the structure of the trophic pyramid, altering the health of the ecosystems (Friedlander and De Martini 2002). Through underwater visual censuses conducted on sites with a gradient of densities of top predators, Sandin *et al.* (2010) showed that fish species targeted by shark (and potentially by fishermen) tended to allocate more energy to reproduction than to somatic storage; this phenomenon led to a gain in biomass based on more individuals, in spite of their smaller size compared to those which were not subjected to shark predation.

In spite of this well-demonstrated role, and the arguments of the scientific community in favor of shark conservation, the situation of their populations around the world has not improved (Lack and Sant 2009). The extractive activity of fishing relies on the market value for consumption, mainly motivated by the shark fin trade (Brierley 2007). Estimates of the world annual revenues from the fin trade (including the sale of shark carcasses and other by-products) ranges from US\$400 million to US\$550 million, mostly concentrated in the South-East Asia (Clarke *et al.* 2007). In the neighboring Coral Sea, the figure about shark populations starts to become alarming. In spite of being one of the world's most-well-managed reef ecosystems, a study on the Great Barrier Reef (Australia) has documented an ongoing collapse in two of the most abundant reef shark species. The populations of the whitetip (*Triaenodon obesus*) and gray reef (*Carcharhinus amblyrhynchos*) sharks have declined in abundance of 7% and 17% per annum, respectively (Robbins *et al.* 2006). Marine Protected Areas seem to be an efficient tool for shark conservation (Dulvy 2006). The positive effects of MPA may however be shaded by poaching which occurs in the Coral Sea. Amongst other examples, a Taiwanese boat was arrested in May 2007 by the French navy in the New Caledonian EEZ with a load onboard of 7 tons of sharks and still 25 tons of bait (Anon. 2007) (cf. Plate 5-3-1).

Shark resilience amongst reef ecosystems is limited by

their very low fecundity and strongly linked to the genetic diversity amongst the connected diverse populations of conspecifics. Given their central position in the Coral Sea, the Chesterfield reefs can be seen as a remote and isolated place, where reef sharks could be easily vulnerable to overfishing that could quickly jeopardize their genetic variability. Based on the concept of reef connectivity (Sale 2004), these reefs can also be seen as a relaying step between large populations of reef sharks that are present in Australia and New Caledonia, potentially Papua New Guinea. So far, there was not a single study that has been focusing on reef sharks of the Chesterfields. In this context, it appeared therefore critical to address the following objectives in the framework of the CHESTER2010 mission:

- to conduct a general assessment of reef sharks in the area; this study would include the most commonly seen species such as the blacktip reef shark (*C. melanopterus*), the grey reef shark (*C. amblyrhynchos*), the whitetip reef shark (*T. obesus*) and the silvertip shark (*C. albimarginatus*);
- to collect skin samples in order to improve the estimate of the populations' size and to identify a potential genetic signature from the Chesterfield sharks, in order to better understand the connectivity with other populations of the Coral Sea.

1. Material and methods

No scientific publications were ever made about reef shark species of the Chesterfield reefs, but information exists, mostly through testimonies and magazine articles. Before and after the mission, we therefore gathered all the documentation that was available and we interviewed several reliable people that had a diving experience in the Chesterfield Reefs, both in New Caledonia and Australia.

During the mission, one of us (TV) dedicated his time to shark fishing, either from the beaches of several islets, or from a boat. Every session included at least a baiting and sometimes heavy chumming with dead fishes to attract and concentrate the reef sharks. Hand lines with metal tresses and circled hooks with no barbell were used for restraining the sharks. When a shark was caught, it was pulled out of the water (either on the beach or on the boat) for 1-3 minutes. It was sexed, measured, a biopsy was made on the tail or the dorsal fin (for the purpose of genetic analysis), the hook was removed with long pliers

and the shark was then released (cf. Plate 5-3-1). Baits used on the lines were tuna, wahoo, fresh reef fish or bonito. We cumulated a total of 25 hours of fishing most of the time with two lines, and in four different areas (from two different islands, and from the boat in the lagoon and in the pass/outer reef) (Fig. 5-1).

In addition to the specific fishing sessions, two underwater sampling sessions (duration: 1 hour) were organized to get biopsies of sharks with a speargun specially equipped with a probe on the spear for skin biopsy. A free diver was in charge of spearing fish to attract around the sharks, and create feeding frenzies, while a second one was in charge of using the special gun for biopsy.

Finally, the dives conducted by EC and MF during the mission, whatever their purpose (i.e. setting up of acoustic receivers, surveys for fish identification, etc.) were used for visually assessing the presence of coastal sharks from both a qualitative and quantitative point of view. all together the effort was of 20 hours of visual counting.

2. Results

2.1 Background on the Chesterfield sharks densities

A skin diving mission was organized in 1971 in the Chesterfield reefs by an Australian team composed of several skilled divers, including the well known Ron and Valerie Taylor (Harding 1971). According to the magazine article, sharks were found in very high densities, and not used to see human beings. Here are some quotations from the article: "Nobody suspected that shark activity would be as intense as it was...", "The Chesterfield sharks were aggressive, not simply curious...", "The sharks were inquisitive and swam very close to us", "These sharks appeared to be starved, they attacked the propellers on our small boats and swam excitedly around, breaking the surface with their dorsal fins", "...It was just a matter of throwing a baited hook into the water, within half a minute it would hook a 15 pound Red Bass. Before that fish could be brought out of the water a shark would have it.", "The sharks were so hungry that once they grabbed hold of that bait they would not release their vice-like grip until they had been dragged completely clear of the water. One shark even swam out of the water and on to the exposed reef while following the bait being drawn a few inches ahead...". An interview by EC in June 2010 in Cairns, during the International Shark Conference, of V. Taylor, confirmed impressive concentrations of coastal sharks in the Chesterfields, in accordance with the magazine article by Harding (1971).

Several other oral testimonies confirmed a very high density of reef sharks between the 1970's and 1980's. Pierre Laboute is a former scientific diver for IRD (former ORSTOM). He was part of several scientific missions in the area and made a specific comment: "During a

mission that took place around April, between 1972 and 1980, I remember that we were witnessing the hatching of small green turtles (*Chelonia mydas*), when we have been surrounded by several hundreds of grey reef sharks (*Carcharhinus amblyrhynchos*), close to the Ile Longue, in a depth of around 30 meters. They were very excited. We actually had to jump back on the boat, and some sharks bite twice the propeller of the boat as it was running; it was unbelievable..."

Testimonies about more recent experiences (2008) do not describe such concentrations but still mention a very high concentration and presence of reef shark during each dive (G. Lasne, Pers. Comm.)

2.2 Fishing during CHESTER2010

A total of 19 reef sharks were caught. This total was composed of 12 grey reef sharks, 4 blacktip reef sharks, 2 whitetip reef sharks and 1 silvertip shark (Table 5-3-1).

NB: An interesting event is that grey reef sharks were caught in shallow waters, from the beach. This is a very rare fact, as grey reef sharks normally stay in deeper waters. It have been reported that this species could be found in shallow water when the blacktip reef shark wasn't present. This could be a clue indicating that the blacktip reef shark population of the Chesterfield is possibly low, restricted to specific extra-shallow environment, located between the islands and the outer-reef.

The two juveniles we caught during the mission were 70 cm blacktip reef sharks, coming from these shallow areas. Bigger sharks usually came from deeper waters (Fig. 5-3-2).

2.3 Synthesis of results

Underwater visual censuses of reef sharks cumulated a total of 49 individuals of four species.

These identifications combined with the fishing catches gives a cumulated total of around 68 sharks that were seen during the nine days of field. They were composed of 50 grey reef sharks, nine blacktip sharks, four whitetip sharks and five silvertip sharks (Table 5-3-3).

In spite of a significant baiting, the two attempts for implementing underwater sampling of sharks were not successful and the only DNA samples were obtained through fishing (n=19) (see annex 5-1).

3. Discussion

Reef sharks are present in Chesterfield reefs, but based on our observations in very limited numbers and with low average size. These densities and size distribution are comparable to heavily fished areas in the Pacific, and the sharks behavior confirms that they have been experiencing fishing.

3.1 Low CPUE for reef sharks

The CPUE closely depends on the shark density, but also on their avoidance behavior in presence of fishing gear. This behavior was obvious with all sharks, but particularly for the grey reefers. Whatever the observation mean (either underwater or from the boat), we clearly saw the sharks circling around the baited hook, eating the pieces of fish that were used to chum around the hook, but very scarcely taking it. When a shark would come very close to the hook, attracted by the bait, he would often brutally turn-away at the last moment. It is known that sharks can detect metal, but are never afraid of it until they experience being caught, or saw other individuals being caught (Spaet *et al.* 2010). This behavior is definitive proof that the grey reef sharks of the Chesterfield have been experiencing fishing with heavy material (i.e. metal tresses and large hooks) in the past. In addition to strong avoidance behavior, the low CPUE can be explained by a low density of sharks. We sometimes spent more than one hour chumming before the first shark would show up. No more than six sharks were seen at the same time.

If we look at the black tip reef sharks, which is usually one of the easiest species to catch in such an environment, the CPUE of CHESTER2010, was around 0.16 sharks/hour, are far behind those recorded in French Polynesia (up to 4.5 sharks/hour), and even lower than those experienced in impacted sites of New Caledonia (0.8 shark/hour) (Table 5-3-3). Even if the low density of juvenile blacktip sharks leads us to consider that the Chesterfield environment might not be an optimal habitat for this species, these figures lead us to strongly believe that Chesterfield reef sharks have been definitely fished in the recent past.

3.2 Average size of the animals

Besides being in low densities, Chesterfield sharks globally showed low average sizes, which could be an effect of overfishing. The average and maximum sizes of the grey reef shark recorded in the Chesterfields were always under 160 cm TL. This species can reach a maximum size of 220 cm TL (Compagno 2001). In a remote place such as Chesterfields, as far as it is quite pristine, we could expect to catch or observe some large animals (usually females) (Friedlander and De Martini 2002); but none were observed. It does not mean that none exist in the area, but they must be in low densities, and potentially hiding from the human presence. As a matter of fact, it seems that most of the large adults were fished in the past (a few years ago) and that we could only see the sharks which escaped from the fishing, that were juvenile by this time. The same comments can be made about the white tip *C. albiginatus*, as all sighted individuals were young animals, even in the pass of Ile Longue, which has a strong oceanic influence, very favorable for attracting large sharks from this species. We saw however very young grey reef sharks, probably born in 2010, which means there are still some adults

maturing in the area (cf. Plate 5-3-1). Figure 5-3-3 shows the significant difference between the sizes of the sharks caught in the Chesterfield, compared to the ones caught in Moorea.

3.3 Need for additional DNA sampling

The global number of DNA samples being low (n=19), it will not be possible to use genetics in the short term to get a reliable estimation of the reef sharks populations' size, as well as an overall idea of their connectivity with other locations. The minimum required number of samples for a given species is around 30 for a reliable result, and even the samples from grey reef sharks are far from being sufficient (n=12). At the present time, DNA samples of reef sharks were split in two pieces, one being stored at SPC in Noumea, and the other one being stored at the CRILOBE in Moorea, where genetic analysis could be conducted later on, based on a suitable number of samples. An interesting move would be to cover the whole Chesterfield area, which is about 300 km long and 80 km large, from south Bellona reef to the north of Bampton island. Some of these areas might still have higher concentrations of sharks, and allow a clearer vision on what potentially happened in the Chesterfield reefs, as they offer a reliable shelter for fishing boats, and may therefore be impacted in priority.

Conclusion: Need for immediate conservation measures

As stated in the introduction, sharks have a slow capacity of stock repletion, due to a late sexual maturity, a small number of newborn and a long gestation period (Bonfil 1994). These characteristics make them very vulnerable to fishing, even under a low pressure. This vulnerability might be worsened in the case of the Chesterfield reefs, as the connectivity might be low due to the isolation of the place. If so, new migrants (in a position to input genetic diversity in the local population) are probably very rare, and a depleted population would hardly recover in a resilient way. The best short-term option seems to implement a total protection of sharks in and around the Chesterfield area, until the figures improve. However, any regulation will need a strong enforcement which is made difficult by the remoteness and the size of the place and the capacity for any illegal boat to quickly (in few days) and efficiently harm the place, with longline fishing specifically targeting sharks, as it probably occurred in the past. The health of the Chesterfield reefs will strongly depend on the efficiency of enforcing strong conservation measures for reef sharks. By the meanwhile, it is recommended to organize complementary DNA sampling campaigns in the area to be in a position to conduct genetic analysis aiming to determine the resilience of the local reef shark populations and the connectivity of the Chesterfield Reefs with the rest of the Coral Sea.

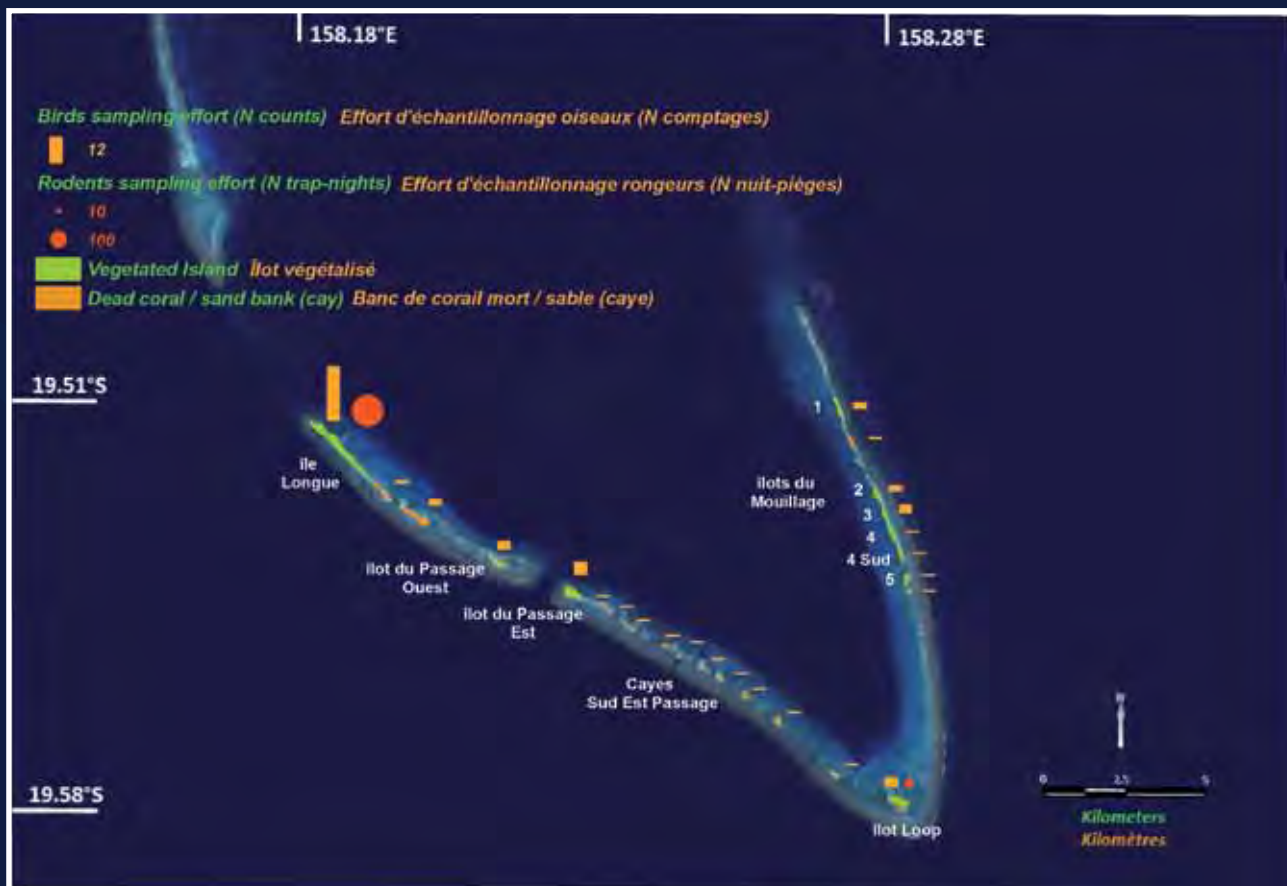


Figure 6-1. Affectation spatiale de l'effort de dénombrement des oiseaux marins et recherche des rongeurs introduits. Oiseaux : Un comptage = 5 à 20 min selon la taille du site et la quantité d'oiseaux. Rongeurs : 1 piège durant une nuit = 1 nuit piège.

Figure 6-1. Spatial allocation of the effort for seabirds census and introduced rodent survey. Seabirds : One count = 5 to 20 min according to site size and seabirds numbers. Rodents : 1 trap during one night = 1 trap night.



Sterne néréis *Sternula nereis exsul* (IUCN : VU). Sous espèce restreinte à la mer de Corail et au lagon calédonien / Parades nuptiales. Plus de 1% de la population mondiale à Chesterfield

Fairy Tern *Sternula nereis exsul* (IUCN : VU). Sub species restricted to the Coral Sea and the New Caledonian lagoon / Courtship. More than 1% of world breeding population on Chesterfield.

RÉSUMÉ

Compte tenu de leurs importantes colonies d'oiseaux marins, les îlots de l'atoll des Chesterfield sont identifiés depuis 2007 comme une Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux (ZICO). Les inventaires ornithologiques conduits jusqu'à présent aux Chesterfield l'ont été sous la forme de missions courtes (< 1 semaine) menées par des observateurs variables, majoritairement durant l'été et ne concernant qu'une partie des îlots à chaque fois. Notre campagne d'août 2010, réalisée durant neuf jours consécutifs et s'appuyant sur une logistique entièrement dédiée à la biologie, permet d'apporter des informations nouvelles pour l'atoll des Chesterfield (hors Bampton/Bellona). Un inventaire ornithologique complet utilisant des méthodes de dénombrement standardisées a pu être conduit sur tous les îlots pour une seule et même période de l'année. Le nombre total d'espèces observé sur la zone d'étude au cours de CHESTER2010 est de 21 : 11 espèces nicheuses (10 marines et 1 terrestre) et 10 non nicheuses (1 marine hors période de reproduction, 1 marine erratique, 6 limicoles migrateurs et 1 passereau erratique). Dix espèces ont été répertoriées en reproduction sur quatorze sites différents pour un total de 130 288 couples reproducteurs. Nous pouvons proposer une liste mise à jour, au sein de laquelle 24 espèces sont rattachables à l'atoll de Chesterfield. Cette mission clarifie le statut de *Sternula nereis exsul*, qui n'est donc pas endémique au lagon de Nouvelle-Calédonie et ajoute quatre nouvelles espèces, portant l'avifaune de l'atoll des Chesterfield à 29 espèces, dont *Gelochelidon nilotica macrotarsa*, nouvelle espèce pour la Nouvelle-Calédonie. La communauté d'oiseaux marins nicheurs aux îles Chesterfield en août 2010 est identique à celle décrite jusqu'à présent, avec ni disparition ni apparition récente d'espèce. Une population significative d'une espèce menacée d'extinction, six populations significatives d'autres espèces d'oiseaux marins ainsi que des effectifs globaux et une diversité spécifique élevée font sans conteste de l'atoll des Chesterfield un site d'intérêt international et régional pour les oiseaux marins, soit l'une des plus importantes ZICO de Nouvelle-Calédonie.

ABSTRACT

Given their important seabird colonies, the islands of the atoll of Chesterfield have been identified since 2007 as an Important Bird area (IBA). Ornithological inventories conducted to date in the Chesterfields have been in the form of short missions (<1 week) conducted by various observers, mostly during the summer and on parts of islets only. Our campaign in August 2010, conducted for nine consecutive days and relying on logistics dedicated to biology, can provide new data for the Chesterfield atoll (but not for Bampton/Bellona reefs). A complete bird inventory using standardized methods of counting has been conducted on all the islands for a single period of the year. The total number of species observed in the study area during CHESTER2010 is 21: 11 breeding species (10 marine and a terrestrial) and 10 non-nesting (one marine outside of the breeding season, a marine erratic, six migratory shorebirds and an erratic sparrow). Ten species have been recorded breeding in fourteen different sites for a total of 130,288 breeding pairs. We can propose an updated list, in which 24 species are traceable to the Chesterfield atoll. This mission also clarifies the status of *Sternula nereis exsul*, which is not endemic to the lagoon of New Caledonia, and adds four new species of birds on the atoll of Chesterfield to the current 29 species, including *Gelochelidon nilotica macrotarsa*, new species for New Caledonia. The community of breeding seabirds in the Chesterfield Islands in August 2010 is identical to that described so far, with neither loss nor recent emergence of species. With a significant population of an endangered species, six significant populations of other seabirds as well as high overall numbers and species diversity, the Chesterfields is a site of international and regional interest for seabirds as well as one of the most important IBAs in New Caledonia.



Oiseaux avec plus de 1% de la population nicheuse mondiale à Chesterfield / Birds with more than 1% of world breeding population on Chesterfield

a) Puffin fouquet / Wedge-tailed Shearwater *Puffinus pacificus* ; b) Fou à pieds rouges / Red-footed Booby *Sula sula*; c) Fou brun / Brown Booby *Sula leucogaster*; d) Sterne fuligineuse / Sooty Tern *Onychoprion fuscatus*; e) Noddi brun / Brown Noddy *Anous stolidus*; f) Noddi noir / Black Noddy *Anous minutus*; g) Sterne Néréis / Fairy Tern *Sternula nereis exsul*.

(crédit photo SCO/JBF, excepting b and c by E. Clua)

Introduction

De par leurs importantes colonies d'oiseaux marins, les îlots de l'atoll des Chesterfield sont identifiés depuis 2007 comme une Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux (ZICO ou IBA Important Bird Area ; Spaggiari et al., 2007). Les inventaires ornithologiques conduits jusqu'à présent aux Chesterfield l'ont été sous la forme de missions courtes (< 1 semaine) menées par des observateurs variables, majoritairement durant l'été et ne concernant qu'une partie des îlots à chaque fois. L'essentiel de ces connaissances précieuses mais éparées provient de treize missions réalisées depuis 1973 (Borsa et al., 2010). Le premier inventaire fût celui de Cohic qui passa quatre heures sur l'île Longue en septembre 1957 (Cohic, 1959). La richesse ornithologique des Chesterfield est cependant connue depuis 1879, année durant laquelle une exploitation du guano fût initiée sur l'île Longue, jusqu'en 1888. La toute première mission scientifique fût celle du HMS Herald, lors de son exploration de la mer de Corail, de 1858 à 1860 (Bourne et al., 2005). Notre campagne d'août 2010, réalisée durant neuf jours consécutifs et s'appuyant sur une logistique entièrement dédiée à la biologie, permet d'apporter des informations nouvelles pour l'atoll des Chesterfield (hors Bampton/Bellona). Un inventaire ornithologique complet utilisant des méthodes de dénombrement standardisées a pu être conduit sur tous les îlots pour une seule et même période de l'année. Mises en perspective avec les informations déjà disponibles, ces données permettent de mettre à jour la liste des espèces recensées dans l'atoll, d'affiner la quantification des effectifs reproducteurs d'oiseaux marins ainsi que la distribution de leurs colonies, et enfin de mieux cerner leur biologie locale. Ces résultats sont discutés et leur interprétation débouche sur une évaluation et une cartographie des enjeux de conservation liés à l'avifaune. Des préconisations de gestion sont proposées, la protection durable de ce site remarquable d'un point de vue ornithologique étant une priorité pour l'avenir.

1. Matériel et méthode

1.1 Dénombrements sur le terrain

L'effort s'est concentré sur l'île Longue, de loin la plus étendue des terres émergées, mais a concerné globalement la totalité des îlots de la zone (Fig. 6-1). Pour les espèces marines et côtières du Pacifique, on

recherche les sites de reproduction terrestres, situés le plus souvent sur des îlots. Lorsqu'une colonie est découverte, l'unité de comptage est le nid actif, c'est-à-dire comportant un adulte en position apparente d'incubation, et/ou une ponte et/ou des poussin(s) (Monnat et Cadiou, 2004). Les nids vides n'ont pas été pris en compte. Les techniques de dénombrements sont celles élaborées pour les espèces tropicales (Burger et Lawrence, 2003) :

- Comptage exhaustif aux jumelles (ici des Leica 10x40) : petite colonie (< 500 nids)
- Point de comptage circulaire dans les grandes colonies : une corde graduée tout les 1 m sur une longueur de 9,77 m permet de tracer un cercle de 300 m² au sol. Un point GPS est pris au centre. Les nids actifs sont comptabilisés au sein de cette surface. Ce rayon a été choisi comme un compromis fonction des contraintes logistiques afin de prendre en compte toute les espèces présentes sur chaque point. Les grandes espèces (fous, frégates) ont en effet naturellement des densités plus faibles que les petites (Sternes, noddys).
- Transects de 5x2 m (10 m²) : grandes colonies de Sterne fuligineuse *Onychoprion fuscata*. Lorsque le temps a manqué pour réaliser des comptages, la densité moyenne relevée sur l'îlot le plus proche a été utilisée (cas de deux colonies).
- Observations opportunistes :
 - o A terre : chaque îlot a été parcouru dans son intégralité au moins une fois afin de répertorier la présence éventuelle d'espèces migratrices et/ou terrestres.
 - o En mer : des observations pélagiques ont été réalisées lors du trajet allé, à raison de 3 h le matin et 3 h l'après midi, en fonction de la navigation.
- Recherche des Procellariidae nocturnes : sur l'île Longue, des écoutes nocturnes ont été réalisées en parcourant l'îlot en début de nuit, entre 20h et 0h, les 11, 12 et 13 août. Une écoute de 15 min était par ailleurs pratiquée le soir à 22h depuis le voilier au mouillage (15, 16 et 17 août).

1.2 Evaluation de la superficie des grandes colonies

Une cartographie de la surface totale occupée par chaque colonie est indispensable pour obtenir la surface de référence sur laquelle reporter les effectifs dénombrés par échantillonnage. Dans notre cas, celle-ci a été réalisée en prenant sur le terrain des points GPS (Garmin Colorado 300) aux extrémités des colonies. Les données ont ensuite été intégrées dans le logiciel Arc Gis 9.3.1 afin de les superposer sur une image satellite issue du site Google Earth. Les images disponibles pour la zone des Chesterfield sont du Geo Eye à 1 m de résolution datant du 31 juillet 2009, excepté pour l'île Longue et cayes associés, ainsi que pour l'îlot du Passage Ouest, pour lesquelles il s'agit d'une image Landsat à 30 m de résolution prise entre janvier 2002 et septembre 2009 (date exacte non disponible). Un calage a été réalisé pour chaque îlot sous Arc Gis 9.3.1 à l'aide de 6 points de contrôle (modèle polynomial simple) répartis de façon homogène sur l'image (Girard et Girard, 1999). La superficie d'une colonie est obtenue en traçant un polygone s'appuyant sur les données GPS, les notes prises sur le terrain, et les superficies d'habitats naturels calculables sur image.

Pour les espèces à nidification arboricole (Fou à pieds rouges *Sula sula*, Frégate du pacifique *Fregata minor*, Noddi noir *Anous minutus*), les massifs et bosquets d'arbustes ont été digitalisés sur l'image recalée afin d'en obtenir la superficie par îlot. Pour la Sterne fuligineuse, qui niche au sol, les superficies en végétation arborée ont été soustraites. Les colonies occupant généralement la majeure partie de l'habitat de nidification disponible sur les îlots, elles englobent en effet une proportion souvent significative de bosquets d'arbustes épars dépourvus de nids de Sternes.

1.3 Estimation des effectifs

L'estimation des effectifs a été faite en calculant la densité de nids actifs pour la totalité de la superficie échantillonnée à l'aide des points de comptage (ou transect). On obtient une densité moyenne qui est ensuite extrapolée à la superficie totale de la colonie ou de l'habitat considéré.

Pour les grandes colonies, cinquante à soixante-dix points de comptage circulaires, selon la densité apparente des espèces et en adaptant le rayon et le nombre de points en fonction de chacune d'elles, constituent un ordre d'idée d'effort d'échantillonnage minimum pour obtenir des données statistiquement exploitables (Burger et Lawrence, 2003). Ce n'était pas compatible avec les contraintes logistiques de cette mission, qui a consisté en une évaluation rapide par un observateur seul, ayant à inventorier une multitude de sites isolés les uns des autres, avec chacun

beaucoup d'oiseaux. Seuls les résultats bruts sont donc présentés (tableau I). Les données brutes, avec l'effort d'échantillonnage et la superficie des habitats naturels et/ou des colonies, sont en annexe.

1.4 Représentativité des comptages

Une colonie d'oiseaux marins fonctionne de façon dynamique, avec un pic de reproduction encadré par des périodes d'augmentation puis de baisse du nombre de reproducteurs présents sur le site. Pour être fiable, le décompte d'une population doit reposer sur un minimum de suivis répétitifs afin de déterminer le détail du cycle reproducteur de l'espèce sur le site considéré et de positionner les comptages en fonction (Monnat et Cadiou, 2004). La période optimum de synchronisation des individus correspond à la fin de l'incubation, qui doit donc être recherchée pour réaliser les dénombrements. Les difficultés s'accroissent en zone tropicale, où les oiseaux présentent une phénologie moins marquée qu'en zone tempérée, avec des cycles reproducteurs très étalés dans le temps (Stutchbury et Morton, 2001). Chez les oiseaux marins tropicaux, la reproduction est influencée par les modalités de disponibilité des ressources alimentaires marines ; phénologie et succès de la reproduction présentent de ce fait de fortes variations interannuelles, fonctions de ce facteur ultime (Le Corre, 2001 ; Ramos et Monticelli, 2007 ; Jacquemet et al., 2007). Les grandes espèces (fous, frégates) présentent des cycles reproducteurs d'une durée souvent supérieure à un an (autour de 400 jours pour les frégates), variable selon les localités, et pouvant de plus comporter des années « repos » sans reproduction (Nelson, 2005). Pour la zone géographique de la mer de Corail, une influence à long terme du phénomène ENSO sur la reproduction des oiseaux marins a été mise en évidence et concerne la majeure partie des espèces présentes à Chesterfield (Devney et al., 2009).

Les effectifs dénombrés ici sont donc à prendre avec circonspection, les connaissances sur les modalités locales de la reproduction des espèces restant encore très incomplètes.

2. Résultats

2.1 Oiseaux marins nicheurs

Dix espèces constituent la communauté d'oiseaux marins nicheurs observées en août 2010 (présentées ici en mentionnant leur statut de conservation selon la liste rouge de l'IUCN) (Tab. 6-1) :

Tableau 6-1.

Effectifs d'oiseaux marins nicheurs (données brutes) répertoriées du 10 au 18 août 2010.

Table 6-1.*Headcounting of sea birds (raw data) from the 10th to the 18th of August 2010.*

Site	Nombre de nids actifs par espèce en août 2010/Number of active nests per species in August 2010										Nombre total de couples/ Total number of pairs	Nombre d'espèces/Number of species
	<i>Sula dactylatra</i>	<i>Sula leucogaster</i>	<i>Sula sula</i>	<i>Fregata ariel</i>	<i>Fregata minor</i>	<i>Anous minutus</i>	<i>Anous stolidus</i>	<i>Sterna fuscata</i>	<i>Sternula nereis exsul</i>	<i>Sterna sumatrana</i>		
Île Longue/Long Island	77	865	1240	0	400	8 875	3 260	0	0	0	14 717	6
Caye pointe Sud île Longue/Long Island Southern tip Cay	0	0	0	0	0	0	0	0	14	1	15	2
Îlot au Sud Est île Longue/Long Island South-East Islet	9	44	0	0	0	0	1 217	0	0	0	1 270	3
Îlot du Mouillage 1/ Anchorage Islet 1	9	20	80	0	20	557	4 820	19 087	0	0	24 593	7
Caye au Sud de l'îlot du Mouillage 1/Anchorage Islet 1 Southern Cay	0	0	0	0	0	0	0	0	8	38	46	2
Îlot du Mouillage 2/ Anchorage Islet 2	16	55	95	428	64	303	73	0	0	0	1 034	7
Îlot du Mouillage 3/ Anchorage Islet 3	7	39	238	14	73	366	80	22 212	0	0	23 029	8
Îlot du Mouillage 4/ Anchorage Islet 4	9	45	186	0	93	893	151	16 447	0	0	17 824	7
Îlot du Mouillage 4 partie Sud/Anchorage Islet 4 Southern part	5	20	31	0	15	150	42	0	0	0	263	6
Îlot du Mouillage 5/ Anchorage Islet 5	9	37	24	0	10	30	75	28 254	0	0	28 439	7
Îlot du Passage Est/ Eastern Passage Islet	9	29	129	30	55	1 653	60	0	0	0	1 965	7
Îlot du Passage Ouest/ Western Passage Islet	11	67	153	0	35	818	205	0	0	0	1 289	6
Caye au Sud-Est de l'îlot du Passage Ouest/ Western Passage Islet South-East Cay	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	9	1
Îlot Loop/Loop Islet	8	20	100	0	0	10	20	15 637	0	0	15 795	6
TOTAL CHESTERFIELD	169	1 241	2 276	472	765	13 655	10 003	101 637	31	39	130 288	10

- Fou masqué *Sula dactylatra personata* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe l'ensemble du Pacifique central et Ouest (Nelson, 2005). Les oiseaux étaient tous en incubation, à l'exception d'un couple avec un grand poussin en duvet (Îlot du Mouillage n°3). Aucune grande colonie, uniquement des couples épars. Les nids sont au sol sur les hauts de plages en périphérie des îlots, parfois à l'ombre d'arbustes.
- Fou brun *Sula leucogaster plotus* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe l'ensemble du Pacifique central et Ouest ainsi que l'océan Indien (Nelson, 2005). Les oiseaux étaient tous en incubation ou avec un poussin tout juste éclos (pullus). Les nids sont au sol, sur les hauts de plage, dans les « prairies » centrales des îlots mais aussi à l'ombre des arbustes.
- Fou à pieds rouges *Sula sula rubripes* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe le Pacifique Ouest ainsi que l'océan Indien (Nelson, 2005). Les oiseaux étaient tous en incubation. L'espèce est à nidification arboricole. Elle niche dans des arbustes, essentiellement à Chesterfield les Faux Tabac *Heliotropium foertherianum* et les *Pisonia* *Pisonia grandis*, plutôt dans le haut des houppiers mais pas exclusivement.
- Frégate ariel *Fregata ariel ariel* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe le Pacifique Ouest et Sud Ouest ainsi que l'Est et le centre de l'océan Indien (Nelson, 2005). Les oiseaux étaient tous avec des grands poussins en duvet ou en partie emplumés ou proches de l'envol. Les nids sont majoritairement au sol dans la végétation herbeuse des parties centrales d'îlots, parfois aussi dans des buissons ou des arbustes.
- Frégate du Pacifique *Fregata minor minor* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe le Pacifique Sud Ouest et l'océan Indien (Nelson, 2005). Tous les stades de la reproduction ont été observés, mais la grande majorité des oiseaux étaient avec des poussins en duvet. Les nids côtoient ceux des fous à pieds rouges, dans le haut des houppiers des mêmes arbustes.
- Noddi noir *Anous minutus minutus* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe le Pacifique Sud Ouest et Ouest (Gochfeld et Burger, 1996). Tous les oiseaux de cette petite espèce à nidification arboricole étaient en incubation. Les nids côtoient ceux des fous à pieds rouges, dans les mêmes arbustes, mais au sein des frondaisons, y compris jusque dans les branches basses.
- Noddi brun *Anous stolidus pileatus* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe l'ensemble du Pacifique et l'océan Indien (Gochfeld et Burger, 1992). Tous les oiseaux étaient en incubation, exceptionnellement avec pullus. Les nids sont au sol, sur les hauts de plage, dans la végétation rase des parties centrales d'îlots ou encore en lisière des formations arborées.
- Sterne fuligineuse *Onychoprion fuscatus serratus* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe la Nouvelle- Guinée,

l'Australie et la Nouvelle-Calédonie (Gochfeld et Burger, 1992). Selon les sites les oiseaux étaient soit tous en incubation ou sur pullus, soit tous avec des grands poussins volants.

- Sterne néréis *Sternula nereis exsul* (IUCN : VU) : cette sous espèce est propre à la Nouvelle-Calédonie (Gochfeld et Burger, 1992). Les nids sont au sol sur des cayes de corail mort. Tous les oiseaux étaient sur œuf ou pullus.
- Sterne diamant *Sterna sumatrana sumatrana* (IUCN : LC) : cette sous espèce occupe le Pacifique et l'Australasie (Gochfeld et Burger, 1992). Les nids sont au sol sur des cayes de corail mort. Tous les oiseaux étaient sur œuf.

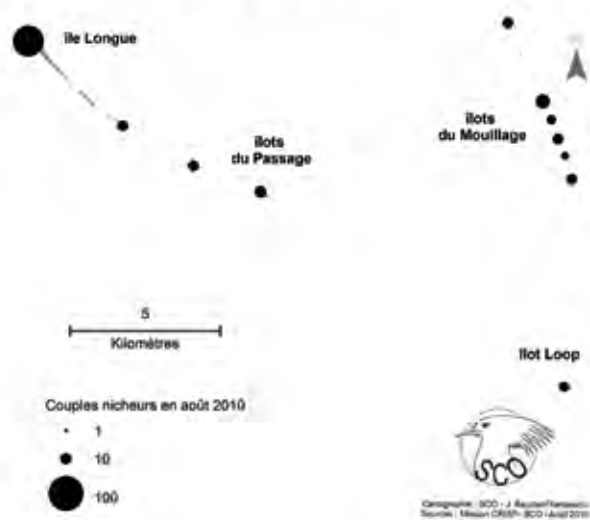
2.2 Diversité spécifique et effectifs

Dix espèces ont été répertoriées en reproduction sur quatorze sites différents pour un total de 130 288 couples reproducteurs (cf. tableau I). Onze sites sont des îlots sableux végétalisés et trois des levées détritiques de corail mort et de sable, totalement dénuées de végétation (=caye). De par la diversité des habitats de reproduction et leur superficie plus grande, les îlots sableux végétalisés accueillent tout à la fois la diversité spécifique et le nombre de couples reproducteurs les plus élevés. Les cayes sont exclusivement utilisées par les Sternes, en particulier à cette période de l'année la Sterne néréis *Sternula nereis exsul*. Ces résultats sont conformes à la biologie des différentes espèces (Gochfeld et Burger, 1992 ; Nelson, 2005), et à ce qui est connu en Calédonie (Pandolfi et Bretagnolle, 2002) et aux Chesterfield (Bourne et al., 2005 ; Borsa et al., 2010). Toutes les espèces étaient en période d'incubation/fin d'incubation, à l'exception de *Fregata ariel*. Les effectifs répertoriés sont donc représentatifs pour la saison 2010 des effectifs reproducteurs hivernaux sur la zone d'étude. Il est par contre difficile de préjuger de la part que représente ces individus dans la population totale. L'absence de colonies actives de *Puffinus pacificus* et de *Thalasseus bergii* est un effet de la période d'inventaire, la reproduction de ces espèces étant connue pour être franchement estivale dans le lagon calédonien (Pandolfi et Bretagnolle, 2002) et sur la zone d'étude (Borsa et al., 2010). De même le Pétrel de Tahiti *Pseudobulweria rostrata* (IUCN : NT) était absent de l'île Longue et n'a jamais été entendu le soir au mouillage. Sa reproduction ayant une tendance estivale marquée dans le lagon calédonien (Villard et al., 2006), il conviendrait de le rechercher en période favorable.

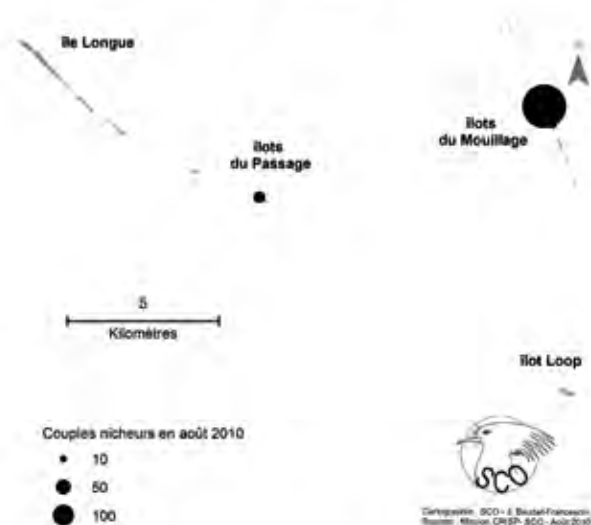
Figure 6-2. (ci-contre) Distribution et abondance au sein des divers îlots pour chaque espèce d'oiseaux marins nicheurs telles qu'observées en août 2010.

Figure 6-2. (opposite page) Abundance and distribution amongst the different islets for each species of in breeding pairs of sea birds observed as for August 2010.

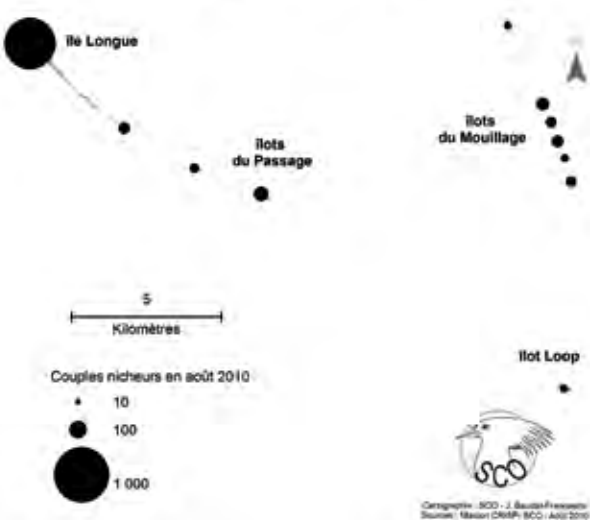
Sula dactylatra



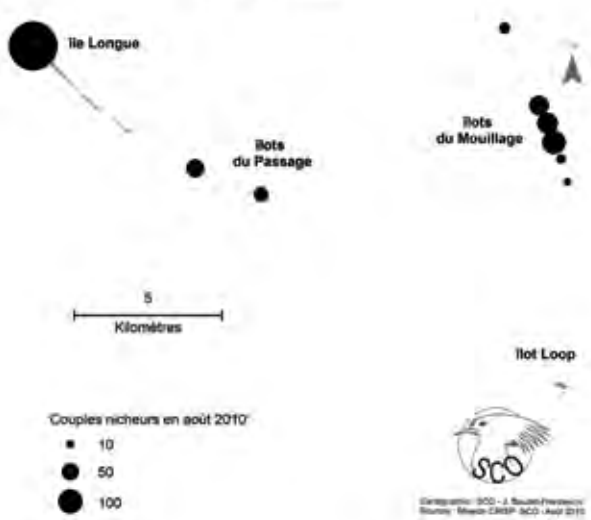
Fregata ariel



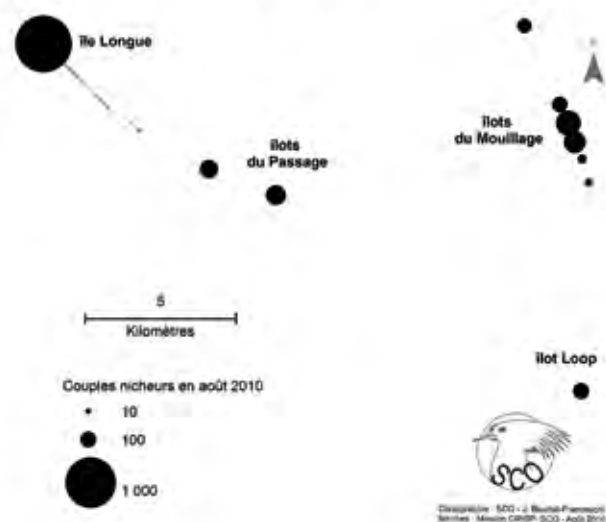
Sula leucogaster



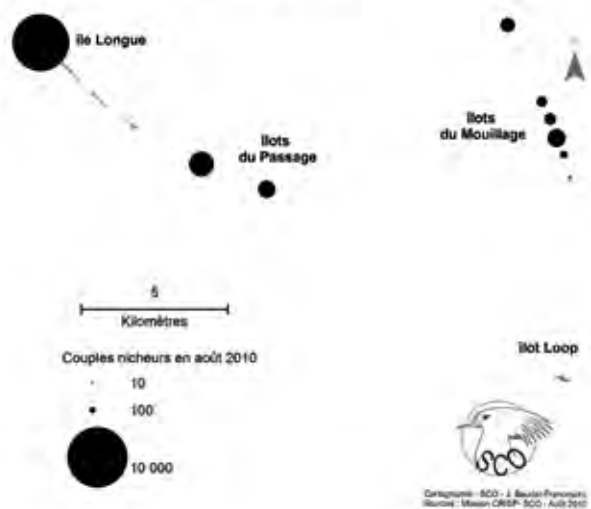
Fregata minor



Sula sula



Anous minutus



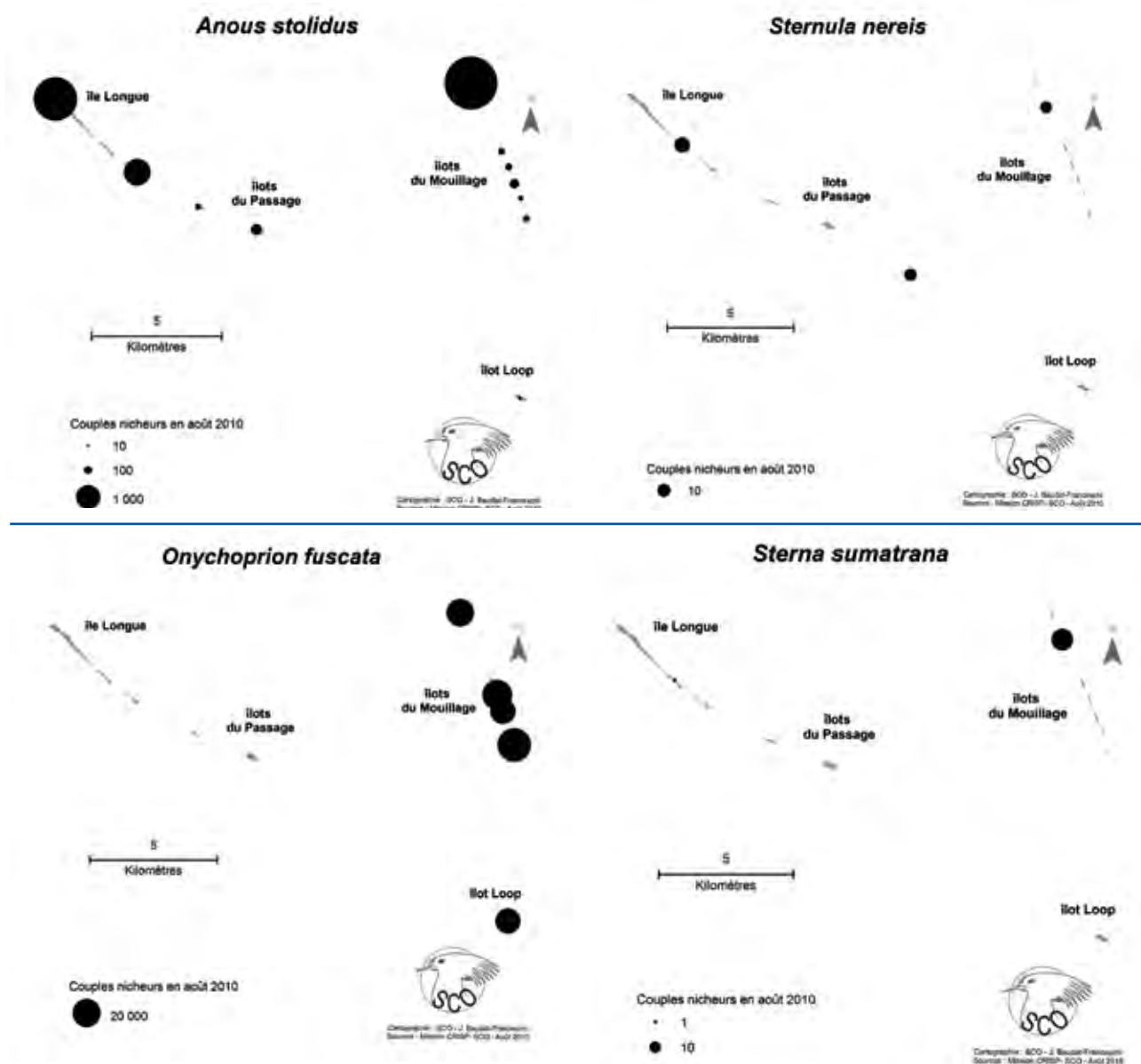


Figure 6-2. (Suite) Distribution et abondance au sein des divers îlots pour chaque espèce d'oiseaux marins nicheurs telles qu'observées en août 2010.

Figure 6-2. (Continuation) Abundance and distribution amongst the different islets for each species of in breeding pairs of sea birds observed as for August 2010.

2.3 Distribution et abondance des espèces

La distribution et l'abondance des oiseaux marins nicheurs reflètent l'influence combinée de paramètres tels que la disponibilité en sites de nidification, la climatologie locale, l'accès aux ressources alimentaires marines, la compétition inter spécifique, les infestations de parasites (tiques) et des paramètres démographiques propres aux espèces (Croxall et Rothery, 1991). A l'occasion de CHESTER2010, distribution et abondance ont été évaluées au sein des îlots concernés pour les 10 principales espèces d'oiseaux marins nicheurs (Fig. 6-2, ci-dessus et page précédente).

Aucune donnée robuste ayant trait à ces paramètres n'étant disponible sur la zone d'étude, et aucun suivi pluriannuel des colonies n'étant actuellement en place, il convient de rester prudent dans l'interprétation des modalités de la distribution observée des différentes espèces.

Sula dactylatra et *Sula leucogaster*, les deux Sulidae à nidification non arboricole, présentent des distributions similaires dans l'archipel. Ils sont présents sur tous les îlots (N=11). Avec 169 couples ($m = 15,3/\text{site}$), *Sula dactylatra* est beaucoup moins abondant que *Sula leucogaster* (1241 couples ; $m = 112,8/\text{site}$). L'île Longue concentre le plus grand nombre de couples des deux espèces avec 45,5 % de la population totale de *Sula*

dactylatra et 69,7% de celle de *Sula leucogaster*.

Sula sula, à nidification arboricole, est aussi présent sur tous les principaux îlots, excepté un. Avec 2276 couples (206,9/site), c'est le *solidae* le plus abondant de la zone d'étude. Ses effectifs sont cependant très variables selon les sites (min = 0 ; max= 1240).

Fregata ariel ne possède en août 2010 qu'une seule grande colonie (N=428 couples) située sur l'îlot du Mouillage n°2, et qui concentre donc 90,6% des effectifs totaux (N=472). Deux petites colonies de 30 et 14 couples sont par ailleurs respectivement sur l'îlot du Mouillage n°3 et celui du Passage Est.

Fregata minor est présente sur neuf sites, soit presque tous les grands îlots, et totalise 765 couples reproducteurs. C'est donc la frégate la plus abondante sur la zone d'étude et la mieux distribuée avec 85 couples par sites occupés en moyenne. L'île Longue concentre cependant 52,2% des effectifs.

Anous minutus totalise 13 655 couples reproducteurs répartis sur dix sites, soit 1365,5 couples par site en moyenne. Néanmoins, son abondance est très hétérogène, puisque l'île Longue concentre 64,9% des effectifs totaux et l'îlot du Passage Est 12,1 %, soit 77 % des effectifs sur deux sites. Il s'agit néanmoins d'une des espèces les plus abondantes et les mieux distribuées de la zone d'étude.

Anous stolidus totalise 10 005 couples répartis sur onze sites, soit 909,5 couples par site. Similairement à l'espèce précédente, les effectifs sont cependant concentrés sur trois sites, avec 48,1 % sur Mouillage n°1, 32,5% sur Longue et 12,1% sur un cayé végétalisé situé au SE de l'île Longue. C'est aussi l'une des espèces les plus abondantes et les mieux distribuées de la zone d'étude.

Onychoprion fuscata présente une population de 101 637 couples, agrégés sur la façade Est à Sud de l'atoll. C'est l'espèce aux effectifs les plus élevés, avec cinq grandes colonies de respectivement 18,8% (Mouillage 1), 21,8% (Mouillage 3), 16,2 % (Mouillage 4), 27,8 % (Mouillage 5) et 15,4 % (Loop) des effectifs totaux, dont 84,6% sur les îlots du Mouillage.

Sternula nereis exsul ne possède que 31 couples reproducteurs en trois colonies de quatorze, huit et neuf couples. Toutes étaient situées sur des cayes de corail mort dénuées de végétation. Ces données constituent la première caractérisation de la population reproductrice des Chesterfield. L'unique mention d'une colonie concernait une vingtaine de nids actifs le 25 Juin 1976 (de Naurois et Rancurel, 1978). L'espèce est connue pour avoir une reproduction à tendance hivernale dans le lagon calédonien (Vassard, 1988 ; Hannecart et Letocart, 1983 ; Baling et al., 2009). La distance inter colonie est respectivement de 14,5 km, 10,5 km et 8,5 km, avec une distribution des sites homogène au sein de l'atoll. Une colonie concentre 45,1% des effectifs (caye de la pointe Sud de l'île Longue) tandis que les deux autres en

hébergent 29 % (caye au SE de l'îlot du Passage Ouest) et 25,8 % (caye au Sud de l'îlot du Mouillage n°1). Il s'agit de l'oiseau marin nicheur le moins abondant et le plus menacé.

Sterna sumatrana totalise trente neuf couples, dont 38 en une colonie (caye au Sud de l'îlot du Mouillage n°1). Un couple était isolé en périphérie de la principale colonie de *Sternula nereis exsul*. Ces effectifs faibles reflètent la reproduction plutôt estivale de l'espèce (Borsa et al., 2010).

2.4 Oiseaux terrestres nicheurs

Une seule espèce terrestre nicheuse est connue dans l'atoll des Chesterfield, le Rôle tiklin *Gallirallus philippensis*. Cette petite population a été rattachée à la sous espèce *tourneieri*, des îlots de la mer de Corail, dont l'holotype est une femelle de l'île Longue (Schodde et de Naurois, 1982). Le Rôle tiklin a été contacté sur l'île Longue, l'îlot du Passage Est, l'île Loop et l'îlot du Mouillage n°2. Un individu a été capturé sur l'île Longue dans la nuit du 12 au 13 août, des mesures biométriques réalisées (cf. tableau 6-2) et un prélèvement sanguin effectué (transmis au Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris). L'oiseau ne présentait pas de plaque incubatrice. Aucune preuve de reproduction n'a été trouvée lors de la mission. Bretagnolle et Pandolfi in Borsa et al. (2010) donnent au moins 3 couples nicheurs sur Loop en 2001. Gay (2004) a observé 3 juvéniles sur les îlots du Mouillage n°2 et n°3, et Borsa (2008) un sur l'îlot Loop. L'espèce est donc nicheuse certaine sur les îlots du Mouillage n°1, n°2 et n°3, Longue, Loop, Passage Est et Ouest. Sa présence reste à confirmer sur Mouillage n°4 et n°5.

Tableau 6-2. Paramètres biométriques relevés sur le spécimen de *Gallirallus philippensis*, capturé dans le cadre de CHESTER2010.

Table 6-2. Biometric parameters of the specimen of *Gallirallus philippensis*, captured during the CHESTER2010 mission.

Gallirallus philippensis Île Longue – 13 août 2010/ Gallirallus philippensis Long Island – 13 August 2010	
Longueur aile/Wing length	131 mm
Longueur bec/Bill length	27,5 mm
Hauteur bec/Bill height	10,9 mm
Tarse/	43 mm
Masse/Mass	205 g



(crédit photo SCO/JBF)

Figure 6-3. Caractéristiques du plumage du spécimen de *Gallirallus philippensis*, capturé à l'île Longue dans le cadre de CHESTER2010.

Figure 6-3. Plumage Characteristics of the specimen of *Gallirallus philippensis*, captured at Long Island during the CHESTER2010 mission.

Les mesures correspondent à celles données par Schodde et de Naurois (1982) pour la sous espèce *tournalieri*, excepté le tarse (43 mm), supérieur à la valeur extrême donnée par eux (42 mm). La coloration est similaire à celle qu'ils décrivent : pas de bande pectorale rousse marquée, collier nuchal roux d'aspect terne car ponctué de noir, dos apparaissant plus sombre car ponctué de points blancs plus espacés, mouchetures rousses du milieu des rémiges mêlées d'intrusions noires. Cette sous espèce est contestée par Marchant et Higgins (1993), du fait du manque de connaissances sur le déroulement de la mue, et sur les variations de coloration et d'aspect général du plumage selon l'âge chez cette espèce. Une étude récente a montré que le complexe de sous espèces traditionnellement identifiées chez *Gallirallus philippensis* n'a pas de structuration génétique significative, indiquant une faible isolation des populations entre elles ; l'espèce a effectué en réalité une radiation évolutive rapide et récente à partir des Philippines pour coloniser les archipels de l'Océanie et de l'Australasie (Kirchman, 2009). La sous espèce *tournalieri* semble donc bien un taxon invalide.

2.5 Oiseaux non nicheurs (migrateurs ou erratiques)

Plusieurs espèces d'oiseaux non nicheurs ont été contacté durant la mission, dont quatre nouvelles espèces pour l'archipel des Chesterfield (absentes de la liste de Bourne et al., 2005) et une nouvelle espèce pour la Nouvelle-Calédonie (absente de la liste de Barré et al., 2009) :

- Gravelot à double bande *Charadrius bincinctus* : 1 adulte en plumage nuptial (pointe Sud de île Longue le 12/08). Ce limicole est endémique à la Nouvelle-Zélande (Robertson et al., 2007). Il hiverne dans le Sud Est et l'Est de l'Australie, où il est observé en hiver et au passage d'automne (Barret et al., 2003). Migrateur régulier peu commun en Nouvelle Calédonie (Barré et al., 2009).
- Courlis de Sibérie *Numenius madascariensis* : 1 à la pointe Sud de l'île Longue le 11/08. Espèce migratrice rare en Nouvelle-Calédonie (Barré et al., 2009), non nicheuse mais régulière toute l'année en Australie (Barret et al., 2003).

- Sterne hansel *Gelochelidon nilotica macrotarsa* : 3 (1 adulte nuptial, 1 adulte internuptial et 1 premier hiver) à la pointe Sud de l'île Longue le 12/08. 1ère mention calédonienne de cette espèce présente en Europe, Afrique du Nord, Amérique du Nord et du Sud, et Australasie. La sous espèce australienne *macrotarsa*, observée ici, est nettement plus pâle et plus massive que la nominale européenne (Malling Olsen et Larsson, 1995).
- Martin chasseur sacré *Todiramphus sanctus* : 1 le 10/08 sur l'îlot du Mouillage n°4 et 1 le 11/08 sur l'île Longue. On ne peut exclure qu'il s'agisse du même individu. Cette espèce est un nicheur commun en Nouvelle-Calédonie ainsi qu'en Australie, où elle est notée erratique sur les îlots du détroit de Torres, du Queensland et le long de la côte Est (Barret et al., 2003). L'espèce serait à rechercher, on peut la considérer comme nicheur possible sur les îlots.
- Hirondelle des arbres *Petrochelidon nigricans* : 1 à la pointe Sud de l'île Longue le 12/08. Il s'agit de la seconde observation de cette espèce aux Chesterfield, l'unique précédente datant de septembre 1858 (Bourne et al., 2005). Il s'agit par ailleurs seulement de la troisième observation pour la Nouvelle-Calédonie (Barré et al., 2007). Cette espèce est une nicheuse commune en Australie, où elle est présente toute l'année (Barret et al., 2003). Cette petite hirondelle est l'unique passereau noté aux Chesterfield à ce jour.

2.6 Observations pélagiques

Espèces notées entre la passe de Dumbéa et le Sud de l'atoll de Chesterfield (récif barrière de l'îlot Loop), soit une distance de 855 km parcourue en voilier du 06/08 (16h) au 09/08 (15h) :

- Les autres espèces non nicheuses observées, toute déjà mentionnées sur la zone d'étude (Bourne et al., 2005) sont les suivantes (statut en Nouvelle-Calédonie d'après Barré et al., 2009) :
- Tournepierre à collier *Arenaria interpres* : 6 sur l'îlot du Mouillage n°4 le 10/08 ; 1 à la pointe Sud de l'île Longue le 11/08 ; 1 sur les cayes au Sud de l'île Longue le 14/08 ; 1 sur l'îlot du Mouillage n°1 le 16/08. Migrateur commun en NC.
 - Bécasseau sanderling *Calidris alba* : 2 à la pointe Sud de l'île Longue le 14/08. Migrateur peu commun en NC.
 - Chevalier errant *Heteroscelus incanus* : 1 le 14/08, puis 2 le 13/08, à la pointe Sud de l'île Longue ; 2 sur un caye au Sud de l'île Longue le 14/08 ; 1 sur un caye au Sud de l'îlot du Passage Est puis 1 sur l'îlot du Passage Est le 15/08 ; 2 sur le caye végétalisé au Sud Est de l'île Longue le 15/08 ; 1 sur l'îlot du Mouillage n°1 le 16/08. Migrateur commun en NC. Tous les oiseaux étaient en plumage internuptial.
 - Pluvier fauve *Pluvialis fulva* : 1 à la pointe Sud de l'île Longue le 11/08 ; 1 dans la prairie centrale de l'île Longue puis 2 sur un caye au Sud de l'île Longue le 14/08 ; 1 sur l'îlot du Passage Est puis 3 sur le caye végétalisé au Sud Est de l'île Longue le 15/08. Migrateur commun en NC.
 - Sterne huppée *Thalasseus bergii* : 2 sur l'îlot du Mouillage n°4 puis 17 (dont 3 grands juvéniles volants) sur Mouillage n°3 le 10/08 ; 2 (dont 1 grand juvénile volant) le 12/08 à la pointe Sud de l'île Longue ; 2 (dont un premier hiver) puis 1 sur les cayes au Sud de l'îlot Passage Est le 12/08 ; 2 en plumage nuptial sur le caye au Sud de l'îlot du Mouillage 1 puis 27 au repos sur l'îlot du Mouillage n°3 le 16/08. Espèce commune mais fragile en NC, à nidification plutôt estivale (Pandolfi et Bretagnolle, 2002), de même aux Chesterfield (Borsa et al., 2010).
 - Pétrel de Tahiti *Pseudobulweria rostrata* : 28 contacts pour un total de 34 individus (1 x 3 ; 3 x 2 ; 25 x 1). Quatorze contacts durant la première journée (07/08), treize lors de la seconde (08/08). La quasi-totalité des contacts s'est faite sur 590 Km à partir de la passe de Dumbéa. Sur 295 km estimés parcourus en diurne, on obtient l'ordre d'idée de un contact pour 11 km. Tous les contacts sont à plus de 265 Km de l'atoll de Chesterfield, excepté le dernier (n=1) à 27 Km au SE de l'îlot Loop le 09/08 à 9h45 (pour une arrivée à 16h passe de l'île Longue).
 - Pétrel hérault *Pterodroma heraldica* : 1 phase sombre le 08/08 à 16h30 à 335 km au SE de l'îlot Loop
 - Frégate non identifiée (*minor* ou *ariel*) : 4 contacts sur l'ensemble de la traversée
 - Phaéton à bec jaune *Phaeton lepturus* : 1 le 08/08 à 11h10 (325 km au SE de l'îlot Loop)
 - Phaéton à brins rouges *Phaeton rubricauda* : 1 le 08/08 à 12h (318 km au SE de l'îlot Loop) ; 2 le 09/08 à 9h05 (64 km au SE de l'îlot Loop)
 - Fou masqué *Sula dactylatra* : Trois immatures et un juvénile le 07/08, contactés à 4 reprises entre 6h45 et 14h50 (suivent le bateau ; dernier contact à 605 km au SE de l'îlot Loop, soit 96 km à l'Ouest de la Grande Terre) ; 1 adulte le 09/08 à 9h40 (56km au SE îlot Loop).
 - Fou à pieds rouges *Sula sula* : 5 contacts, uniquement des adultes (1 à 2), tous à partir d'un premier contact le 08/08 à 8h20 à 274 km au SE de l'îlot Loop.
 - Fou brun *Sula leucogaster* : 3 contacts, uniquement des adultes (1 à 2), tous à partir d'un premier contact de deux adultes le 09/08 à 9h55 à 54 km au SE de l'îlot Loop.
 - Noddi noir *Anous minutus* : 3 contacts : 1 centaine dans la passe de Dumbéa le 06/08 à 16h20 ; 1 le 09/08 à 11h dans un groupe plurispécifique en pêche à 39 km au SE de l'îlot Loop ; 300 le 09/08 à 13h55 en pêche sur un banc de bonite à 5km au SO de l'îlot Loop.

- Noddi brun *Anous stolidus* : 3 contacts : 1 cinquantaine dans la passe de Dumbéa le 06/08 à 16h20 ; 1 puis 2 le 09/08 respectivement à 08h10 et 8h15 (76km et 74 km de l'îlot Loop)
- Gygis blanche *Gygis alba* : 1 le 08/08 à 12h35 (313 km au SE de l'îlot Loop)
- Sterne fuligineuse *Onychoprion fuscatus* : 13 contacts : 2 à 8h30 (365km au SE de l'îlot Loop) puis 23 en pêche à 9h (358 km au SE Îlot Loop) le 08/08 ; contacts réguliers (1 – 50 individus) à partir du 3ème contact, soit le 08/08 à 14h15 (294 km au SE Îlot Loop)

2.7 Avifaune de l'atoll des Chesterfield

Il est possible de dresser la liste des oiseaux répertoriés à ce jour dans l'atoll des Chesterfield, à l'exclusion des récifs Bampton et Bellona.

Les données pélagiques récoltées à plus de 50 km de l'atoll n'ont pas été incluses dans cette liste, qu'ils s'agissent de cette étude ou de la bibliographie. Dès l'instant où une espèce n'a jamais été notée dans l'atoll des Chesterfield, il devient délicat au vu de la grande mobilité des oiseaux marins de l'y rattacher sur la base de contacts à des dizaines de kilomètres en mer. C'est pourquoi *Phaeton lepturus* ne

figure pas. *Pterodroma heraldica* a été inclus malgré les incertitudes sur la provenance des spécimens récoltés en 1860 aux Chesterfield (Bourne et al., 2005). L'espèce reste à rechercher et son statut dans l'atoll est incertain, de même que pour *Morus serrator* et *Phaeton rubricauda*.

Le nombre total d'espèces observé sur la zone d'étude en août 2010 est de 21 : 11 espèces nicheuses (10 marines et 1 terrestre) et 10 non nicheuses (1 marine hors période de reproduction, 1 marine erratique, 6 limicoles migrants, 1 espèce terrestre nicheuse possible et 1 passereau erratique). Nous pouvons proposer une liste mise à jour à partir de Bourne et al. (2005), au sein de laquelle 24 espèces sont rattachables à l'atoll de Chesterfield, et d'une donnée ponctuelle de Pandolfi-Benoît (1993). Cette mission clarifie le statut de *Sternula nereis exsul* (cf. discussion) et ajoute quatre nouvelles espèces, portant l'avifaune de l'atoll des Chesterfield à 29 espèces, dont *Gelochelidon nilotica macrotarsa*, nouvelle espèce pour la Nouvelle-Calédonie.

Le Tableau 6-3 (ci-dessous et page ci-contre) présente la liste d'espèce constituant l'avifaune des Chesterfield en août 2010.

Tableau 6-3. Avifaune de l'atoll des Chesterfield, août 2010/*Bird population of Chesterfield atoll, August 2010.*

Famille/Family	Nom/Name	Nom scientifique/Scientific name	Statut/Status	Sources
Procellariidae	Pétrel hérault/Herald Petrel	<i>Pterodroma heraldica</i>	?	A
	Pétrel de Tahiti/Tahiti Petrel	<i>Pseudobulweria rostrata trouessarti</i>	?	A – B – Cette étude/This study
	Puffin fouquet/ Wedge-tailed Shearwater	<i>Puffinus pacificus chlororhynchus</i>	NC	A – B
Sulidae	Fou austral/ Australasian gannet	<i>Morus serrator</i>	?	A
	Fou masqué/ Masked Booby	<i>Sula dactylatra personata</i>	NC	A – B
	Fou brun/ Brown Booby	<i>Sula leucogaster plotus</i>	NC	A – B
	Fou à pieds rouges/ Red-footed Booby	<i>Sula sula rubripes</i>	NC	A – B
Phalacrocoracidae	Cormoran noir/ Little Black Cormorant	<i>Phalacrocorax sulcirostris</i>	A	Condamin (1977) Kusser (1986)
Fregatidae	Frégate ariel/ Lesser Frigatebird	<i>Fregata ariel ariel</i>	NC	A – B
	Frégate du Pacifique/ Great Frigatebird	<i>Fregata minor palmerstoni</i>	NC	A – B
Phaethontidae	Phaéon à brins rouges/ Red-tailed Tropicbird	<i>Phaethon rubricauda</i>	?	de Maintenant (1973) – A
Rallidae	Râle tiklin/ Buff-banded Rail	<i>Gallirallus philippensis</i>	NC	A – B
Charadriidae	Gravelot à double collier/ Double-banded Plover	<i>Charadrius bicinctus</i>	M	Cette étude/This study
	Pluvier fauve/ Pacific Golden Plover	<i>Pluvialis fulva</i>	M	A – B
Scolopacidae	Tournepierrre à collier/ Ruddy Turnstone	<i>Arenaria interpres</i>	M	A – B
	Bécasseau sanderling/ Sanderling	<i>Calidris alba</i>	M	A – B
	Chevalier errant/ Wandering Tattler	<i>Heteroscelus incanus</i>	M	A – B
	Barge rousse/ Bar-tailed Godwit	<i>Limosa lapponica</i>	M	A – B
	Courlis de Sibérie/ Far Eastern Curlew	<i>Numenius madagascariensis</i>	M	Cette étude/This study

Laridae	Noddi noir/ Black Noddy	<i>Anous minutus</i>	NC	A – B
	Noddi brun/ Common Noddy	<i>Anous stolidus pileatus</i>	NC	A – B
	Sterne huppée/ Crested Tern	<i>Thalasseus bergii cristata</i>	NC	A – B
	Sterne fuligineuse/ Sooty Tern	<i>Onychoprion fuscata serrata</i>	NC	A – B
	Sterne néréis/ Fairy Tern	<i>Sternula nereis exsul</i>	NC	de Naurois et Rancurel (1978) Cette étude/This study
	Sterne hansel/ Gull-billed Tern	<i>Gelochelidon nilotica macrotarsa</i>	A	Cette étude/This study
	Sterne diamant/ Black-napped Tern	<i>Sterna sumatrana</i>	NC	A – B
Cuculidae	Coucou cuivré/ Shining Bronze Cuckoo	<i>Chrysococcyx lucidus layardi</i>	A	Pandolfi-Benoit (1993)
Alcedinidae	Martin-chasseur sacré/ Sacred King Fisher	<i>Todiramphus sanctus</i>	?	Cette étude/This study
Hirundinidae	Hirondelle des arbres/ Tree Martin	<i>Petrochelidon nigricans</i>	A	A – Cette étude/This study

Sources : A = Bourne *et al.* (2005). B = Borsa *et al.* (2010). Statut : NC = nicheur certain ; M = migrateur ; A = accidentel ; ? = statut inconnu. Les noms proviennent de Barré *et al.* (2009), excepté pour les Sternes (Bridge *et al.*, 2005).

Sources : A = Bourne *et al.* (2005). B = Borsa *et al.* (2010). Status: NC = breeding confirmed; M = migratory species ; A = Vagrant ; ? = status unknown. The names provided are from Barré *et al.* (2009), except for the Terns (Bridge *et al.*, 2005).

3. Discussion

Importance biogéographique de la population de Sterne néréis *Sternula nereis exsul* des Chesterfield.

Le statut de la Sterne néréis aux Chesterfield est resté flou jusqu'à ce jour. Les auteurs affichent leur incertitude quant aux « petites Sternes blanches » qu'ils contactent, ne pouvant exclure une confusion avec la Sterne naine *Sternula albifrons*, nicheuse en Australie (*S. a. sinensis*; Rancurel, 1973; Condamin, 1977; de Naurois et Rancurel, 1978; Kusser et Suprin, 1988). Les synthèses sur l'avifaune de la mer de Corail (Bourne *et al.*, 2005) et des atolls de Chesterfield, Bampton et Bellona (Borsa *et al.*, 2010) ne clarifient pas le statut de l'espèce. Les contacts recensés dans l'atoll sont :

- Rancurel (1976) : « sur les Chesterfield en avril et septembre, époque à laquelle elle a été trouvée en compagnie de jeunes presque ailés » d'après des missions faites en 1974.
- Condamin (1977) : une douzaine le 4 octobre 1977 aux îlots du Mouillage (dont photo).
- de Naurois et Rancurel (1978) : une vingtaine de nids actifs en Juin 1976.
- Gay (2004) : un groupe « d'une soixantaine d'immatures » sur l'îlot du Passage (Ouest) le 05 novembre 2004, en réalité très probablement des adultes en plumage internuptial.
- In Borsa *et al.* (2010) : « quelques adultes » aux îlots du Mouillage en Janvier 1991 (Sirgouant ; Société Calédonienne d'Ornithologie) et sur Loop en Mars 1994 (Pandolfi-Benoît).

En référence à de Naurois et Rancurel (1978), Barré *et al.* (2007) admettent la présence de l'espèce en tant que nicheur dans l'atoll, et questionnent son appartenance

sub-spécifique : *S. n. exsul* ou *S. n. nereis* ? Nos résultats permettent d'affirmer que 31 couples de la sous espèce calédonienne *Sternula nereis exsul* se sont reproduits dans l'atoll de Chesterfield en août 2010. Les oiseaux sont identiques à ceux observables dans le lagon calédonien. Différence notable d'avec les époques antérieures, des critères d'identifications opérationnels sur le terrain sont désormais détaillés dans Mallin Olsen et Larsson (1995), Harrison (1996), Higgins et Davies (1996) ou encore Simpson et Day (2004) :

- *Sternula nereis* vs *Sternula albifrons sinensis*: dernières rémiges primaires externes (p8-10; numérotation descendante) claires teintées de gris pâle chez *S. nereis* vs parties internes et externes des mêmes primaires externes gris sombre à noir chez *S. a. sinensis*. Chez les individus adultes, la bordure externe de l'aile est noire, contrastant très nettement avec le reste de l'aile chez la Sterne naine ; tandis que l'aile de la Sterne néréis apparaît globalement très blanche, avec une frange grisée. Il s'agit du meilleur critère, valable en plumage nuptial comme en internuptial. Il reste plus difficile à voir sur des livrées juvéniles, les jeunes néréis ayant les primaires plus sombres que chez l'adulte, caractéristique qui perdure lors de la mue de premier hiver. En plumage nuptial, les lores sont blancs chez la néréis, noirs chez la naine. Le blanc du front remonte franchement sur le crâne chez la néréis, tandis qu'il est plus étroit chez la naine esquissant un sourcil blanc. Globalement, la néréis est de silhouette plus robuste, du fait d'une aile légèrement plus courte et d'une masse égale ou supérieure.

- *Sternula nereis exsul* (Nouvelle-Calédonie) vs *Sternula nereis nereis* (Australie) (cf. planche 6-1): les mesures disponibles (Higgins et Davies, 1996) donnent pour la sous espèce calédonienne une aile, une queue et un

bec plus courts, ainsi qu'une masse tendant à être plus faible. La sous espèce nominale australienne est donc significativement plus grosse que celle de Nouvelle-Calédonie, puisqu'elle est de taille supérieure à la Sterne naine, ce qui n'est pas le cas de *S. n. exsul*, comme cela est par exemple visible (abstraction faite de l'effet du téléobjectif) sur photo dans Barré et Bachy (2003) : en Nouvelle-Calédonie, la néréis paraît légèrement plus petite que la naine. L'aspect général de *S. nereis nereis* est donc nettement plus robuste que celui de *S. n. exsul* le bec est nettement plus fort, l'aspect « ventru » plus marqué (cf. photos). Ces critères de structure relatifs à l'aspect général (« jizz ») des deux sous espèces nous paraissent les plus fiables (avec ceux liés à la mue ; Carter et Musroe, 2007). La largeur du patch noir à la base des lores est par ailleurs légèrement supérieure chez *S. n. exsul*. Nous rejoignons Higgins et Davies (1996) pour considérer que les critères liés à la couleur du bec paraissent non discriminants à eux seuls. En particulier l'existence ou non en période de nidification d'une bande noire de largeur variable à la pointe du bec, parfois évoquée comme permettant de séparer *S. nereis nereis* de *S. n. exsul*, est inappropriée. La sous espèce nominale australienne possède en effet un bec à pointe noire en début de reproduction qui devient ensuite entièrement jaune durant l'incubation (Higgins et Davies, 1996 ; Simpson et Day, 2004). Chez la sous espèce calédonienne, beaucoup d'individus présentent une très légère tâche noire puis un bec entièrement jaune au cours de l'incubation, alors qu'il est plus systématiquement à pointe noire marquée au moment de l'appariement et des accouplements (Baudat-Franceschi, observations non publiées). Les changements radicaux de couleur du bec au cours du cycle annuel, qui reflètent des mécanismes hormonaux, sont d'ailleurs courants chez toutes les espèces de Sternes, ce qui souligne le caractère instable de ce critère. Les oiseaux des Chesterfield, observés ici à plusieurs reprises dans d'excellentes conditions, posés comme en vol, y compris en compagnie de la Sterne diamant *Sterna sumatrana*, étaient incontestablement de proportions, de structure et de plumage parfaitement similaires aux individus du lagon calédonien en plumage nuptial. Les primaires externes p8-10 (numérotation descendante) n'étaient pas en mue alors que cette période de l'année correspond à la fin de la mue de ces plumes chez la sous espèce nominale (Higgins et Davies, 1996). Les oiseaux observés présentaient un plumage propre de début de reproduction. La voix n'a pas été enregistrée mais était similaire à l'oreille à celle des oiseaux calédoniens.

L'atoll des Chesterfield est situé à plus de 800 km en mer de la plus proche population connue de *Sternula nereis exsul*, découverte en août 2005 dans le Nord Ouest de la Nouvelle-Calédonie (Baudat-Franceschi, 2006). L'existence d'une population océanique de cette espèce côtière est d'un intérêt biogéographique certain. Les données du baguage sur la sous espèce nominale australienne montrent que l'espèce possède une relativement faible capacité de dispersion : un contrôle

à 450km du lieu de baguage constitue la plus grande distance parcourue ; une distance maximum de 77 km entre site de reproduction et site de naissance a été relevée (Higgins et Davies, 1996). On peut s'interroger sur le caractère relictuel de cette population isolée en plein océan, qui pourrait être lié aux anciens niveaux marins, inférieurs de 120 m environ lors du dernier maximum glaciaire (20 000 ans BP ; Gibbons and Clunie, 1986 in Steadman, 2006). Une période durant laquelle des centaines d'îles et d'îlots existaient entre le Queensland et la Nouvelle-Calédonie. Selon Steadman (2006), l'actuelle barrière géographique formée par la mer de Corail (1350 km) n'existait pas : un oiseau allant d'Australie orientale en Nouvelle-Calédonie survolait des archipels parsemés de bras de mer n'excédant pas 100km. La découverte en décembre 2006 d'une reproduction de *S. n. exsul* sur des îlots au large du Queensland suggère l'existence d'un noyau de population à 2 000 km au Nord de la plus proche population de *S. n. nereis* (Carter et Musroe, 2007). Nous émettons l'hypothèse que *Sternula nereis exsul* était répandue du Nord Est australien à la Nouvelle-Calédonie et que l'élévation progressive du niveau de la mer a engendré sa distribution actuelle en populations fragmentées et isolées de part et d'autres de la mer de Corail. Plus de données et une coopération internationale seraient nécessaires pour tester ce scénario (programme de baguage, prélèvement génétique).

Avant cette étude, la population totale de *S. n. exsul* était estimée à une centaine de couples, tous dans le lagon calédonien, avec 70-90 au Nord Ouest (Baudat-Franceschi et al., 2009) et 16-23 au Sud Ouest (Baling et al., 2009), soit 86-113 couples. Cette mission en ajoute 31, donnant une population totale de 117-144 couples, dont près du quart dans l'atoll de Chesterfield. Nous pouvons affirmer que ce taxon n'est pas endémique au lagon de Nouvelle-Calédonie. Sa principale caractéristique est une affinité subtropicale avec une aire de distribution centrée sur la mer de Corail. Sous réserve de confirmation de l'existence d'une population, sa limite nord occidentale est l'archipel de East Diamond Islet au large du Queensland (Carter et Musroe, 2007) ; sa limite sud orientale est le Sud Ouest du lagon de la Nouvelle-Calédonie (Baling et al., 2009). L'isolation génétique est avérée pour les trois sous espèces ; une origine Est Australienne pour *Sternula nereis nereis* avec ensuite une divergence qui aurait donnée *S. n. davisae* en Nouvelle-Zélande et *S. n. exsul*, est suggérée (Baling et Brunton, 2005). Plus de recherches sont nécessaires pour comprendre la genèse de ces taxons. Une aire de distribution fragmentée, des effectifs faibles et en déclin soulignent un fort enjeu de conservation. L'atoll des Chesterfield est sans conteste un site important pour cette espèce classée VU en 2009 par l'IUCN, notamment pour la diversité génétique.



Sternula nereis exul en plumage nuptial (incubation) – Atoll de Chesterfield – 15 août 2010 – Photos : M. Oremus/
Sternula nereis exul with nuptial plumage (incubation) – Chesterfield Atoll– 15 August 2010 – Photos: M. Oremus



Sternula nereis nereis en plumage internuptial (g) et nuptial (d, ci-dessous ; Photo : J Moorhead)/
Sternula nereis nereis with non breeding (g) and breeding plumage (d, below; Photo: J Moorhead)



Sternula nereis exul nuptial (incubation): Chesterfield (g; Ph. : M. Oremus) – Grande Terre (d; Ph.: SCO/JBF) /
Sternula nereis exul nuptial (incubation): Chesterfield (g; Ph.: M. Oremus) – Grande Terre (d; Ph.: SCO/JBF)

Planche 6-1. Comparaison entre *Sternula nereis nereis* et *Sternula nereis exul*
Plate 6-1. Comparison of *Sterna nereis exul* and *Sterna nereis nereis*.

Les populations d'oiseaux marins des Chesterfield

Phénologie de la reproduction

L'ensemble des espèces rencontrées étaient en cours d'incubation, excepté *Fregata ariel* (grands poussins). Si l'on compare avec la synthèse bibliographique et les observations réalisées par Borsa *et al.* (2010 ; tableau p 304) pour l'avifaune des Chesterfield – Bampton – Bellona, on voit apparaître que :

- Cela correspond aux périodes de nidification connues des trois sulidés et des deux frégates. L'absence en reproduction de *Puffinus pacificus* et de *Thalasseus bergii* est aussi conforme.
- Les deux noddis n'étaient pas supposés nicher à cette période. *Anous stolidus* et *A. minutus* nichent donc potentiellement toute l'année. Il est à noter que chez les deux espèces, toutes les colonies étaient globalement synchrones à l'échelle de l'archipel. La majorité des oiseaux avaient déjà pondus : nids avec œuf ou tout petit poussin éclos ; très peu de nids vides.
- La Sterne fuligineuse *Onychoprion fuscatus* n'était pas supposée nicher à cette période. Deux stades de la reproduction étaient visibles avec des colonies d'oiseaux sur œuf/petits poussins (îlots du Mouillage 1 ; 3 et 5) et d'autres avec uniquement de grands poussins proches de l'envol ou volant (îlot du Mouillage 4). Sur l'îlot Loop, environ la moitié des oiseaux était sur œuf, l'autre sur de grands poussins proches de l'envol. Globalement, la grande majorité des couples était donc sur œuf/petit poussin. L'espèce est connue pour pouvoir se reproduire toute l'année (Gochfeld et Burger, 1992), avec une forte réactivité aux variations de la ressource alimentaire en mer (Jacquemet *et al.*, 2007).
- La Sterne néréis *Sternula nereis exsul* était supposée en période d'incubation au mois d'août, ce qui est confirmé ici.
- La Sterne diamant *Sterna sumatrana* n'était pas supposée se reproduire à cette période. Nous n'avons trouvé que peu de couples, probablement indicateurs de la capacité de l'espèce à se reproduire de façon marginale en hiver (Gochfeld et Burger, 1992).

D'une façon générale, nos données reflètent la biologie des espèces considérées et la capacité de la plupart d'entre elles à initier une reproduction à n'importe quel moment de l'année, en fonction de la fluctuation des ressources alimentaires et des aléas climatiques (Schreiber, 2002 ; Hamer *et al.*, 2002). Ceci illustre bien que transposer chez des taxons tropicaux une « saisonnalité de la reproduction » selon un schéma « tempéré » reste bien souvent en décalage d'avec la réalité biologique observable sur le terrain en zone inter tropicale, où la

reproduction est caractérisée par des cycles étalés dans le temps et une périodicité moins marquée reposant sur des pics (Stutchbury et Morton, 2001).

Etat des populations

Nos chiffres permettent de fournir un état de l'ensemble des colonies de reproduction en août 2010. La réalisation d'une campagne complète par un même observateur employant des méthodes standardisées permet d'affiner les effectifs pour plusieurs espèces. Par ailleurs, la majorité des espèces étaient en fin d'incubation, ce qui rend les comptages particulièrement représentatifs.

Il est possible de mettre les résultats d'août 2010 en perspective avec les chiffres proposés par Borsa *et al.* (2010) dans leur synthèse des données historiques. Nous reprenons ici leur liste des oiseaux marins nicheurs sur la zone d'étude puisque nous avons trouvé les mêmes espèces :

- Puffin fouquet *Puffinus pacificus* : aucun contact avec l'espèce, au-delà de colonies de terriers vides (non quantifiés). Ceci s'explique par le fait qu'il s'agit de l'une des rares espèces présentant une phénologie marquée sur la zone d'étude. Ses effectifs seraient donc à quantifier via une campagne à la période adéquate (Novembre à Février). Ils sont actuellement estimés entre 33 200 et 38 200 couples minimum, essentiellement sur Longue et Loop, secondairement sur les îlots du Mouillage et du Passage Est.
- Fou masqué *Sula dactylatra personata* : avec 169 couples, la population d'août 2010 est supérieure aux 76 – 121 considérés auparavant. Ces chiffres restent difficiles à interpréter, en l'absence de suivi.
- Fou brun *Sula leucogaster plotus* : avec 1241 couples, la population d'août 2010 est inférieure aux 1750-3650 considérés auparavant. Une augmentation significative sur l'île Longue comparativement aux années 70 est confirmée ici, puisque l'île abrite la grande majorité des effectifs recensés (865 couples soit 70% des effectifs totaux).
- Fou à pieds rouges *Sula sula* : avec 2276 couples, la population d'août 2010 est inférieure au 3170 - 3240 considérés auparavant. Les chiffres sont assez proches pour l'île Longue avec 1240 couples en août 2010 pour 1800 estimés auparavant, mais très différents pour les 3 îlots du Mouillage, avec 519 couples en août 2010 pour 1200 auparavant.
- Frégate ariel *Fregata ariel ariel* : avec une colonie regroupant la quasi-totalité des effectifs d'août 2010 (428 couples sur 472), l'îlot du Mouillage n°2 est le principal site pour l'espèce. Seuls 40 à 50 couples sont mentionnés auparavant pour « les 3 îlots du

Mouillage », et 75 pour l'îlot du Passage Est. La population en août 2010 est donc très supérieure (environ quatre fois) à ce qui avait été dénombré auparavant, mais concentrée sur un seul site. Les sites occupés en août 2010 sont ceux mentionnés auparavant (Îlots du Mouillage et du Passage). Ceci est conforme à la fidélité des colonies à l'échelle des sites, bien qu'individuellement, les oiseaux changent de partenaires et souvent de localité d'une reproduction à l'autre (Nelson, 2005). Selon les auteurs et les années, il y a pu avoir confusion avec *Fregata minor*, et/ou la colonie a pu être en année « repos ».

- Frégate du Pacifique *Fregata minor palmerstoni* : avec 765 couples, la population est très supérieure aux 118-254 comptabilisés auparavant. L'île Longue est le principal bastion de l'espèce, avec 400 couples contre seulement 100-200 donnés auparavant. Cette augmentation pourrait être corrélée à celle de la population de *Sula leucogaster* sur ce site, mentionnée par Borsa *et al.* (2010). De même que pour l'espèce précédente, cette « augmentation » des effectifs peut être due à des artefacts liés aux missions de terrain.
- Noddi noir *Anous minutus* : avec 13 655 couples, la population d'août 2010 est inférieure aux 18 440 – 19 140 proposés auparavant. L'île Longue concentre les plus gros effectifs (8875 en août 2010 pour 6 000 auparavant). La différence se fait sur les îlots du Mouillage, avec 12 201 couples en janvier 2009 pour 1562 en août 2010. Sur Loop (10 couples en août 2010), on remarque des effectifs très fluctuant selon les sources, la période et les années (min : 4 couples en mai 1997 ; max : 1900 couples en février 1993).
- Noddi brun *Anous stolidus* : avec 10 003 couples, la population d'août 2010 est légèrement supérieure aux 9 300 couples proposés auparavant. L'île Longue concentre 3200 couples en août 2010 pour 7100 en juin 2007. L'îlot du Mouillage n°1 hébergeait 4820 couples en août 2010. Ce site très peu visité situé au Nord des « trois îlots du Mouillage » n'avait pas été mentionné comme majeur pour l'espèce auparavant.
- Sterne huppée *Thalasseus bergii* : pas de couples nicheurs en août 2010 pour cette Sterne dont la population reproductrice est estimée à seulement 12 – 20 couples sur Loop. En août 2010, sept contacts ont eut lieu avec l'espèce, à travers l'archipel, uniquement de petits groupes de non reproducteurs (min = 2 ; max = 27) dont deux comprenant des individus en plumage de premier hiver (en tout 3 individus contactés). Ces chiffres pourraient correspondre à une population reproductrice inférieure à 15 couples pour 3 jeunes produits en 2009/2010, ce qui correspondrait à ce qui est connu.
- Sterne fuligineuse *Onychoprion fuscatus* : avec 101 637 couples, la population en août 2010 est très largement supérieure à ce qui était connu. Les îlots du Mouillage abritent de grandes colonies qui n'avaient pas été

détectées auparavant (excepté par Gay en 2004), probablement du fait que ces sites ont été les moins visités, associé à l'absence de passage à une période favorable. Ainsi seuls les 16 000 couples de l'îlot Loop avaient été recensés jusqu'à présent (15 637 couples sur Loop en août 2010). Les densités (nids actifs au m²) constatées sont plutôt élevées sur les îlots du Mouillage n°1, n°3 et n°5 (respectivement 1,6 ; 1,8 et 2,5 nids actifs au m²) et plus faibles sur Mouillage n°4 et Loop (respectivement 0,7 et 0,3 nids au m²). Ceci est probablement dû à la qualité de l'habitat, cette espèce affectionnant particulièrement les sols semi nu à végétation très rase ; la végétation rase à mi haute dense, notamment à *Boerhavia repens*, comme celle couvrant l'îlot Loop, lui est moins favorable (Feare *et al.*, 1997). La colonie de l'îlot Loop était d'ailleurs cantonnée sur les parties où la végétation était la plus rase. Il apparaît néanmoins que les effectifs de cette espèce avaient été sous estimés jusqu'à présent.

- Sterne néréis *Sternula nereis exsul* : avec 31 couples en août 2010 il s'agit de la première quantification de la population de cette espèce sur la zone d'étude (cf. ci-dessus).
- Sterne diamant *Sterna sumatrana* : avec 39 couples en août 2010, dont 38 sur un caye au sein des îlots du Mouillage, la population est inférieure aux 61 – 75 couples connus sur Loop et les îlots du Mouillage. Un effet de la saison sur les effectifs de cette espèce à nidification estivale est probable. Il est à noter que cette Sterne a été trouvée nicheuse en compagnie de la Sterne néréis dans les deux cas : un couple solitaire aux côtés de 14 couples de Sterne néréis ; une colonie de 38 couples côtoyant 8 couples de Sterne néréis.

La communauté d'oiseaux marins nicheurs aux îles Chesterfield en août 2010 est identique à celle décrite jusqu'à présent (Bourne *et al.*, 2005 ; Borsa *et al.*, 2010), avec ni disparition ni apparition récente d'espèce. Par contre des différences notables dans les effectifs apparaissent, qui peuvent avoir plusieurs explications potentielles :

- Un effet de l'année 2010 : en tant qu'espèces longévives, les oiseaux marins présentent classiquement une variabilité interannuelle significative dans la fécondité sur les colonies (succès reproducteur, nombre de couples nicheurs) en réponse aux variations environnementales (Weimerskirch, 2002). Une caractéristique particulièrement vraie chez les espèces tropicales, qui vivent dans un environnement marin imprévisible, et qui rend difficile une interprétation fine des résultats présentés ici. Ce d'autant plus en l'absence de réel suivi à long terme des populations. On peut néanmoins faire remarquer que l'été austral 2009/2010 fût marqué par un ENSO (Météo France, 2010), qui a pu influencer la reproduction des oiseaux marins. Cela a été démontré en mer de Corail pour le Noddi brun *Anous stolidus* et la Sterne fuligineuse

Onychoprion fuscata, deux espèces qui modifient leur participation à la reproduction en fonction de l'ENSO (Devney et al., 2009). Rien ne permet néanmoins d'affirmer dans le cas présent que c'est un mécanisme de ce type qui a joué.

- La méthodologie employée pour l'évaluation des effectifs : l'effet des méthodes de dénombrement employées sur le terrain, ainsi que la multiplicité des observateurs, peuvent générer des différences significatives entre les résultats. En particulier pour les espèces avec de grandes colonies à forts effectifs. Il nous paraît notamment difficile d'interpréter les différences observées pour *Sula sula* et *Anous minutus*, l'évaluation des effectifs impliquant la mesure de la superficie des colonies à partir de méthodes qui diffèrent selon les auteurs. Dans notre cas, l'emploi d'images à haute résolution (Geo Eye sur Google Earth) récentes (2009) permet d'affiner le calcul des superficies de colonies de ces espèces arboricoles. Sur l'île Longue, nous avons par ailleurs de la donnée terrain (GPS) permettant de palier à l'imprécision du Landsat.
- Un effet de la dynamique de la végétation des îlots : il n'y a pas de suivis de la végétation sur les îlots des Chesterfield. Kusser et Suprin (1990) évoque le passage du cyclone Harry en février 1989, qui aurait dévasté la végétation de l'îlot Loop. On peut s'interroger sur l'influence des phénomènes météorologiques violents sur l'habitat de reproduction des espèces à nidification arboricole et de fait sur leurs effectifs à moyen terme, qui pourrait expliquer en partie les différences constatées entre août 2010 et les années antérieures. Des dynamiques propres à la végétation pourraient aussi potentiellement jouer.
- Des déplacements de colonies entre Chesterfield, Bampton et Bellona : il est probable que des espèces exploitent les sites de nidification à l'échelle des trois atolls. Chez les oiseaux marins, le déplacement de tout ou partie d'une population sur des dizaines de kilomètres est possible, voir même courant chez les laridés (Sadoul, 1997 et 2004; Coulson, 2002). Les colonies de Sterne fuligineuse observées en août 2010 sont peut être pour partie issues de Bampton (20 000 couples) et Bellona (10 000 couples ; Borsa et al. 2010). Chez les frégates, une philopatrie faible à échelle individuelle et un cycle reproducteur très long (> 1 an) engendrent une forte proportion de non reproducteurs sur les sites. Des variations interannuelles élevées des effectifs reproducteurs réels, associées à une désynchronisation des cycles entre les couples, apparaissent sur les colonies. Un même individu n'enchaîne pas deux cycles reproducteurs consécutifs car l'élevage des jeunes jusqu'à émancipation est très long : après l'envol, les jeunes sont nourris par les parents durant 5 à 14 mois ; un cycle complet (de l'accouplement à l'émancipation complète du jeune) s'étale ainsi sur

près de deux ans (Nelson, 2005). Dans ce contexte, des fluctuations d'effectifs sont difficiles à interpréter à l'échelle d'un site. L'hypothèse de déplacements réguliers d'individus associé à du recrutement entre Bampton, Bellona et Chesterfield paraît plausible, d'autant que les frégates ont de fortes capacités de déplacements (Weimerskirch et al., 2004).

- Un recrutement en provenance des colonies de Bampton : cette hypothèse paraît plausible pour le Fou brun *Sula leucogaster* et le Fou masqué *Sula dactylatra*, qui sont fidèles au site de nidification et de naissance (philopatrie élevée) mais dont une fraction d'individus peut aller se reproduire ailleurs (O'Neill et al., 1996 in Nelson, 2005). L'augmentation des effectifs constatée dans l'archipel de Chesterfield pourrait correspondre à l'implantation depuis les années 1970 d'individus issus de Bampton, où les effectifs sont élevés (2 000 couples pour *Sula leucogaster* ; 300 pour *Sula dactylatra* ; Borsa et al., 2010). Le baguage a montré que des individus peuvent se reproduire à plus de 120 Km de leur lieu de naissance, notamment dans la mer de Corail, où les oiseaux changent parfois d'îles (O'Neill et al., 1996, in Nelson, 2005).

Constituées d'espèces coloniales, longévives et à fortes capacités de dispersion, les populations d'oiseaux marins sont assimilables à des métapopulations, avec des noyaux individualisés aux dynamiques démographiques liées, y compris dans le cas d'îles océaniques (Oro et al., 1999 ; Oro, 2003 ; Inschausti et Weimerskirch, 2002). Un suivi des populations avec une méthodologie standardisée est à mettre en place. Un programme de marquage et de baguage, associé à des suivis par télémétrie (argos, gps), permettrait de comprendre l'utilisation de l'atoll et des eaux environnantes par les oiseaux. Une meilleure connaissance des atolls de Bampton et de Bellona, ainsi qu'un suivi par télé-détection de paramètres océanographiques (productivité biologique, température de surface, autres ?), sont nécessaires. Ces données permettraient un monitoring des dynamiques démographiques des populations d'oiseaux marins des Chesterfield ainsi que l'évaluation de l'importance des eaux environnantes pour les colonies (zones d'alimentation).

Enjeux de conservation

Les îlots de l'archipel des Chesterfield / Bampton ont été identifiés en tant que ZICO selon les critères standardisés par Birdlife International (Spaggiari et al., 2007). Cette étude confirme ce statut et permet de le préciser. On peut résumer les critères permettant de définir une ZICO comme croisant des informations sur le statut de conservation des espèces (liste rouge IUCN) et sur ce que représentent les effectifs du site considéré par rapport à la population totale connue. Dans le cas des oiseaux marins, les effectifs reproducteurs mondiaux (nombre de couples connus) sont généralement employés comme

référence. Des ZICO marines peuvent être définies à partir en cas de rassemblement exceptionnel d'individus en mer (zone de pêche, migration, hivernage), où l'on considère l'estimation du nombre total d'individus.

La première précision à apporter quant à la définition du statut de ZICO pour l'archipel concerne l'échelle d'application des critères. Actuellement, la ZICO est définie comme englobant les îlots de Chesterfield et Bampton ; les populations d'oiseaux marins sont de fait abordées à cette échelle (Spaggiari et al., 2007). Grâce aux nouvelles données disponibles suite à cette étude, nous proposons de faire évoluer cette approche en considérant les critères ZICO comme pertinents à l'échelle de :

- L'ensemble des îlots de l'atoll de Chesterfield : au vu de la biologie des oiseaux marins, les colonies des îlots sont a priori connectées entre elles. Elles constituent pour chaque espèce une population, celle des Chesterfield. Les liens avec Bampton et Bellona restent à évaluer.
- Chaque îlot : la diversité spécifique et les effectifs présents sur chaque site constituent en eux même des enjeux. Chaque site doit de fait être abordé en tant qu'entité spatiale de gestion.

Nous proposons donc de réévaluer la valeur ornithologique du site en appliquant les critères à ces deux échelles. Nous utilisons prioritairement nos données, complétées par celles de Borsa *et al.* (2010) pour le Puffin fouquet *Puffinus pacificus*. Les critères de définition des ZICO sont donnés en annexe (Birdlife International, 2010a), ainsi que les seuils de population appliqués pour le Pacifique, qui proviennent de Waugh (2010).

L'existence d'une ZICO englobant l'atoll des Chesterfield est confirmée sur la base des éléments suivants, présentés ici de façon hiérarchique à partir de la priorité de conservation la plus élevée :

1. Population reproductrice de Sterne néréis *Sternula nereis exsul* – IUCN : Vulnérable : trente et un couples reproducteurs en août 2010 sur la zone d'étude. Supérieure à 30 couples, cette population représente donc plus de 1% de la population totale de l'espèce, actuellement de l'ordre de 2 000 couples (Birdlife International, 2010b). Cette population représente ¼ de la population totale de cette sous espèce, dont la quasi totalité des effectifs est en Nouvelle-Calédonie (une seule preuve de reproduction hors de la ZEE calédonienne ; Carter et Musroe, 2007).
2. Population reproductrice de Sterne fuligineuse *Onychoprion fuscatus* - IUCN : Non menacé : avec 101 637 couples, cette population est très supérieure à 1% de la population totale (> 20 000 couples). Les colonies des Chesterfield représentent près de 80 % de la population totale actuellement connue en Nouvelle-Calédonie (Baudat-Franceschi, données non publiées).
3. Population reproductrice de Fou brun *Sula leucogaster*

- IUCN : Non menacé : avec 1241 couples, cette population est supérieure à 1% de la population totale (> 700 couples).

4. Population reproductrice de Fou à pieds rouges *Sula sula* - IUCN : Non menacé : avec 2276 couples, cette population est supérieure à 1% de la population totale (> 2 000 couples).
5. Population reproductrice de Noddi noir *Anous minutus* - IUCN : Non menacé : avec 13 655 couples, cette population est supérieure à 1% de la population totale (> 5 000 couples).
6. Population reproductrice de Noddi brun *Anous stolidus* - IUCN : Non menacé : avec 10 003 couples, cette population est supérieure à 1% de la population totale (> 10 000 couples).
7. Population reproductrice de Puffin fouquet *Puffinus pacificus* - IUCN : Non menacé : avec 33 200 – 38 200 couples estimés (Borsa et al., 2010), cette population est supérieure à 1% de la population totale (> 16 000 couples).
8. Concentration d'oiseaux marins en reproduction supérieure à 10 000 couples (critère A4iii ; Birdlife International, 2010a) : avec 170 00 couples de 12 espèces différentes, l'atoll de Chesterfield est un site d'importance internationale pour les oiseaux marins, probablement le plus important de la mer de Corail, soit un site majeur pour le Pacifique Sud Ouest (Borsa et al., 2010).

Une population significative d'une espèce menacée d'extinction, six populations significatives d'autres espèces d'oiseaux marins ainsi que des effectifs globaux et une diversité spécifique élevés font sans conteste de l'atoll des Chesterfield un site d'intérêt international et régional pour les oiseaux marins, soit l'une des plus importantes ZICO de Nouvelle-Calédonie.

L'application des critères d'identification de ZICO au sein de l'atoll permet d'affiner l'évaluation des enjeux de conservation afin de poser les bases d'une stratégie de gestion conservatoire du site. En août 2010, six sites sont des ZICO, présentées ici par ordre d'importance (les chiffres entre parenthèses sont des nombres de couples reproducteurs) :

1. L'île Longue et le caye associé à sa pointe Sud : 14 732 couples de 8 espèces différentes. Le seuil de 1% de la population globale (critère A4ii) est dépassé pour *Sula leucogaster* (N = 865) et *Anous minutus* (N = 8 875). L'île accueille les plus grosses colonies de l'archipel pour *Sula sula* (N = 1240) et *Fregata minor* (N = 400) et la seconde plus grosse pour *Anous stolidus* (N = 3 260). Si l'on ajoute 26 000 couples de *Puffinus pacificus* (Borsa et al., 2010), cette ZICO accueille plus de 40 000 couples d'oiseaux marins de 8 espèces différentes. Pour *Sternula nereis exsul*, le seuil du critère A1 (10 couples ; Waugh, 2010) est rempli (N=14). Ce taxon menacé

niche sur le caye jointif à marée basse avec la pointe Sud de l'île principale.

2. L'îlot du Mouillage n°1 : 24 593 couples de 7 espèces différentes. Une des plus grosses colonies de Sterne fuligineuse *Onychoprion fuscata* de la ZEE calédonienne (N = 19 087). La plus grande colonie de Noddi brun *Anous stolidus* de l'archipel (N = 4 820). Cet îlot situé au Nord des « trois îlots du Mouillage » a été peu visité au cours des missions précédentes. Seul Gay (2004) mentionne en octobre des colonies de ces espèces, qu'il évalue à plusieurs milliers de couples.
3. L'îlot du Mouillage n°3 : 23 029 couples de 8 espèces différentes. Le seuil de 1% de la population globale (critère A4ii) est dépassé pour *Onychoprion fuscata* (N= 22 212). Il s'agit de la deuxième plus grosse colonie de cette espèce pour l'archipel et pour la ZEE calédonienne. Elle n'avait pas été inventoriée jusqu'à présent, probablement du fait que les missions précédentes ayant touché cet îlot (« Mouillage centre ») ont eut lieu en Juin 1973, Octobre 1977, Décembre 1990, Janvier 1991 et 2009, et Mai 1997 (in Borsa et al., 2010). Notons que Gay (2004) mentionne la présence de cette colonie en octobre 2004, qu'il évalue à plusieurs milliers de couples.
4. L'îlot du Mouillage n°4 : 17 824 couples de 7 espèces différentes. Le seuil de 1% de la population globale (critère A4ii) est dépassé pour *Onychoprion fuscata* (N= 16 447). Gay (2004) mentionne la présence de cette colonie en octobre 2004, qu'il évalue à plusieurs milliers de couples.
5. L'îlot du Mouillage n°5 : 28 439 couples de 7 espèces différentes. Le seuil de 1% de la population globale (critère A4ii) est dépassé pour *Onychoprion fuscata* (N= 28 254). Il s'agit de la plus grosse colonie de cette espèce pour l'archipel et en l'état des connaissances pour la ZEE calédonienne. Gay (2004) mentionne la présence de cette colonie en octobre 2004, qu'il évalue à plusieurs milliers de couples (il nomme l'îlot « île aux Sternes »).
6. L'îlot Loop : 20 000 à 27 000 couples de 8 espèces différentes. Le seuil de 1% de la population globale (critère A4ii) est dépassé pour *Onychoprion fuscata* (N= 15 795). Avec N = 6 000 - 11 000 pour *Puffinus pacificus* (Borsa et al., 2010), l'îlot abrite l'une des plus grosses colonies connues de cette espèce dans l'archipel.

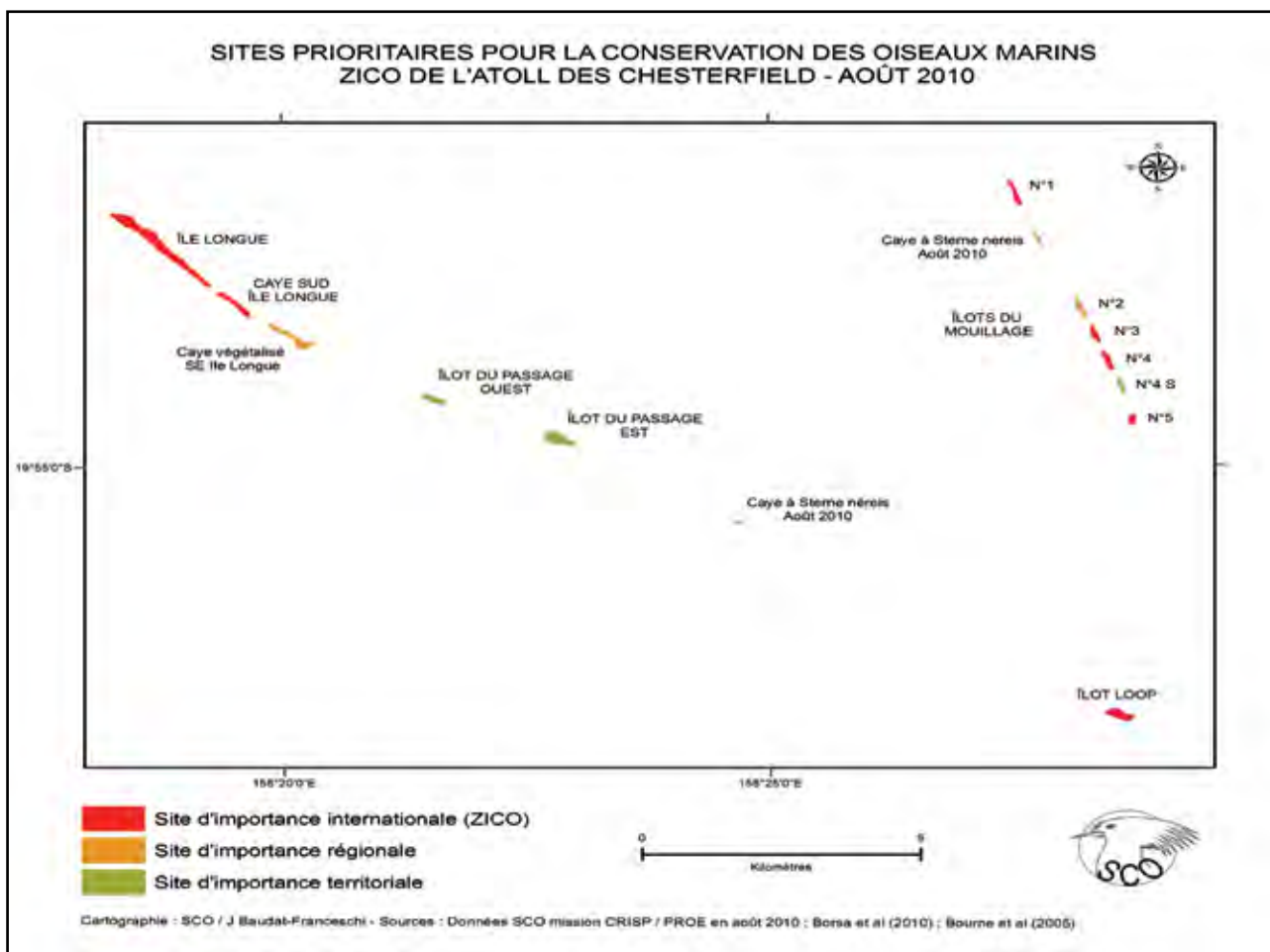


Figure 6-4. Sites prioritaires pour la conservation des oiseaux marins au sein de la Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux (ZICO) des Chesterfield

Figure 6-4. Priority sites for seabirds conservation within the Chesterfield International Bird Area (IBA)

Six îlots sur les dix que compte l'archipel (en excluant les cayes et bancs de sable sans végétation) remplissent donc les critères ZICO (Figure 6-4). Ces sites constituent les cibles prioritaires de gestion pour la conservation de la ZICO formée par l'atoll des Chesterfield dans son ensemble. Ils nécessitent une gestion conservatoire appropriée : classement en réserve naturelle (balisage des colonies ; limitation des déplacements sur l'îlot ; interdiction de tout aménagement), information des plaisanciers (panneaux d'information sur l'îlot ; diffusion d'une brochure aux points de départs connus tels que Nouméa et l'Australie), mise en œuvre de mesures de gestion des colonies (suivi à long terme, mesures de gestion adaptée aux espèces ciblées). Un plan de gestion du site de Chesterfield permettrait de concevoir puis mettre en œuvre les mesures adaptées à chaque site et espèce. Ce document devrait être élaboré en concertation avec les principaux acteurs du site et avec l'aval du gestionnaire (gouvernement de la Nouvelle-Calédonie).

Actuellement, les principales menaces identifiées sont les dérangements humains dus aux gens débarquant sur les îlots (plaisanciers, pêcheurs) et les prédateurs introduits (rongeurs).

Les dérangements humains, y compris involontaires, exercent un effet dépressur sur les populations d'oiseaux comparable à une pression de prédation (Frid et Dill, 2002). L'atoll constitue une étape pour de nombreux plaisanciers au long cours ainsi qu'une croisière prisée depuis la Nouvelle Calédonie, objet d'un marché chez les skippers professionnels. Jusqu'à une dizaine de voiliers au mouillage ensembles ont déjà été observé (témoignage d'un pêcheur). Lors des 9 jours de présence de la mission d'août 2010, 3 voiliers et un bateau de pêche étaient présents ou ont transité quelques jours dans l'archipel, en plus des navires de la mission. Des mesures d'information et d'implication des plaisanciers en Nouvelle-Calédonie et en Australie sont nécessaires pour sensibiliser à la richesse ornithologique du site. Les professionnels de la mer, pêcheurs et skippers, devraient être impliqués dans une démarche de gestion conservatoire du site.

L'autre principale menace identifiée dans l'atoll réside en les prédateurs introduits. Nous avons réalisé une campagne de piégeage lors de la mission d'août 2010 sur l'île Longue (4 nuits consécutives de piégeage avec 45 pièges à *Mus* et 45 pièges à *Rattus*) et sur Loop (1 nuit de piégeage avec 15 pièges à *Mus* et 15 à *Rattus*). Les pièges (modèle « Victor snap trap ») étaient disposés par transects de 100 m de long avec un piège /25 m. L'appâtage s'est fait au beurre de cacahuète en fin d'après midi, avec relève le matin. Aucun *Rattus* n'a été détecté. La Souris *Mus musculus* est présente sur l'île Longue, où elle avait été signalée en juin 2007, observée en train de consommer des œufs de Noddi brun *Anous stolidus* (Borsa et Boiteux, 2007). Elle a pu être introduite au XIXème siècle par les baleiniers ou lors de l'exploitation

du guano (1879 – 1888); deux naufrages (le Waireta en 1892 et le Jessie en 1893 ; Wikipedia, 2010) peuvent aussi être à l'origine de sa présence sur cette île isolée. Une campagne de piégeage (*Rattus* + *Mus*) menée en juin 2007 sur cinq îlots de l'archipel (Longue ; Mouillage n°2, n°3 et n°4 ; Loop) par la SCO n'avait détecté de rongeurs (Souris) que sur Longue (Barré et al., in Baudat-Franceschi, 2009b). Un travail au niveau moléculaire réalisé sur des échantillons récoltés durant la campagne SCO de 2007 et provenant de l'île Longue a montré qu'il s'agit de *Mus musculus domesticus*, la Souris domestique (Vivil-Fare, 2009). L'impact des rongeurs introduits sur les oiseaux marins est largement démontré, et varie selon les sites et les espèces (Jones et al., 2008). Leur éradication des îles océaniques abritant des colonies d'oiseaux marins est une opération de gestion conservatoire désormais préconisée en routine (Burger et Gochfeld, 1994 ; Howald et al., 2007). Les données de piégeage récoltées sur l'île Longue en août 2010 sont destinées à une étude de faisabilité de l'éradication de ce rongeur sur le site, dans le cadre d'un projet de restauration des populations d'oiseaux marins du Pacifique mené par la SCO, avec Birdlife International et la fondation Packard. Prévenir l'introduction de rongeurs sur les îlots des Chesterfield, contrôler régulièrement qu'ils n'ont pas été infestés et le cas échéant procéder à leur éradication en cas d'introduction, sont des actions qui devraient être mises en œuvre en routine, a minima pour les îlots en ZICO (Figure 6-4).

En tant qu'espèce menacée, la Sterne néréis *Sternula nereis exsul*, doit faire l'objet de mesures spécifiques d'étude de sa démographie (baguage et marquage ; suivi des colonies) et de conservation (information des plaisanciers, interdiction d'accès aux cayes, balisage des colonies, aménagements spécifiques pour favoriser une augmentation du succès reproducteur). Un plan de restauration de *Sternula nereis exsul* en Nouvelle-Calédonie est en cours de conception par la SCO. Les résultats de cette étude démontrent l'enjeu d'y inclure la population de l'atoll des Chesterfield. Le grand caye au Sud de l'île Longue constitue un site prioritaire pour la conservation de cette espèce.

Conclusion

Cette étude confirme que l'atoll des Chesterfield est un site majeur pour la conservation des oiseaux marins du Pacifique, avec 12 espèces nicheuses pour environ 170 000 couples. Les oiseaux marins sont de bons bio indicateurs de l'état du milieu marin (Furness et Camphuysen, 1997), y compris de ressources comme les thonidés (Le Corre et Jacquemet, 2004 ; Feare et al., 2007). Protéger et suivre leurs populations revêt donc un intérêt allant au-delà des seuls objectifs de conservation. Les oiseaux marins du Pacifique subissent de fortes pressions dues à la pollution (Blight et Burger, 1997 ; Burger and Gochfeld, 2002), à la pêche industrielle (Uhlmann et al., 2005) et au changement climatique

(Congdon et al., 2007). La mise en œuvre de mesures conservatoires sur les sites de nidification est nécessaire pour leur permettre de s'adapter au mieux à ces pressions d'ordre plus global (Devney et al., 2009b). La présence d'un quart de la population connue de *Sterna nereis exsul* (31 couples ; IUCN : VU) souligne l'urgence d'une gestion conservatoire de l'atoll de Chesterfield. Celle-ci devrait reposer sur une protection juridique (statut d'aire protégée) associée à un plan de gestion.

Bibliographie

- Baling M, Jeffries D, Barré N and Brunton D.H. 2009. A survey of Fairy Tern (*Sterna nereis*) breeding colonies in the Southern lagoon, New Caledonia. *Emu*. 109: 57-61.
- Baling M. and Brunton D. 2005. Conservation genetics of New Zealand Fairy Tern *Sterna nereis davisiae*. Auckland Uniservices limited / University of Auckland. Unpublished report. 32p
- Barré N and Bachy P. 2003. Complément à la liste commentée des oiseaux de Nouvelle-Calédonie. *Alauda*. 71 : 31-39.
- Barré N, Baudat-Franceschi J, Spaggiari J, Chartendrault V, Bachy P, Desmoulins F et Guhring J. 2007. Second complément à la liste des oiseaux de Nouvelle-Calédonie. *Alauda*. 75 (2) : 129-144.
- Barré N, Hébert O, Aublin R, Spaggiari J, Chartendrault V, Baillon N et Le Bouteiller A. 2009. Troisième complément à la liste des oiseaux de Nouvelle-Calédonie. *Alauda*. 77 : 287-302.
- Barret G., Silcocks A., Barry S., Cunningham R. and Poulter R. 2003. The new atlas of Australian birds. Royal Australasian Ornithologist Union. 824p.
- Baudat-Franceschi J. 2006. Oiseaux marins et côtiers nicheurs en province Nord : évaluation des populations. Enjeux de conservation. SCO/Province Nord. Rapport non publié. 104p
- Baudat-Franceschi J, Spaggiari J and Barré N. 2009. Breeding seabirds of conservation interest. In Mc Kenna S, Baillon N and Spaggiari J. A rapid marine biodiversity assessment of the coral reefs of the northwestern lagoon between Koumac and Yandé, Province Nord, New Caledonia. RAP 53. CI.
- Baudat-Franceschi J. 2009b. Preliminary assessment of invasive predators eradication feasibility on four oceanic islands in New Caledonia. Unpublished report. SCO / Birdlife / Packard foundation. 36p
- Birdlife International. 2010a. Global IBA criteria. <http://www.birdlife.org/datazone/info/ibacritglob>
- Birdlife International. 2010b. Species factsheet : *Sterna nereis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3281>
- Blight L.K. and Burger A.E. 1997. Occurrence of plastic particles in seabirds from the Eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 34. N°5 : 323-325
- Borsa P. 2006. Mission ornithologique aux îles Chesterfield, 12-16 décembre 2005. Rapport non publié. IRD Nouméa. 8p
- Borsa P and Boiteux N. 2007. Recensement des oiseaux marins de l'île Longue (atoll des Chesterfield), 18-21 juin 2007. Rapport non publié. IRD Nouméa. 14p
- Borsa P. 2008. Mission ornithologique à l'îlot Loop (îles Chesterfield) et transects en mer de Corail et dans le bassin des Loyauté, 20-28 octobre 2008. Rapport non publié. IRD Nouméa. 13p
- Borsa P, Pandolfi M, Andréfouët S and Bretagnolle V. 2010. Breeding avifauna of the Chesterfield Islands, Coral Sea: current population sizes, trends and threats. *Pacific Science*. Vol 64, n°2 : 297-314.
- Bourne W.R.P., David A.C.F. and Mc Allan I.A.W. 2005. The birds of the southern Coral Sea including observations by HMS Herald in 1858-60. *Atoll Research Bulletin*. 541 : 239-264
- Bridge E.S., Jones A.W. and Baker A.J. 2005. A phylogenetic framework for the Terns (Sternini) inferred from mtDNA sequences: implications for taxonomy and plumage evolution. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 35: 459-469
- Burger A.E. and Lawrence A.D. 2003. Seabird monitoring handbook for Seychelles. 2nd edition. Nature Seychelles. 104p.
- Burger J. and Gochfeld M. 1994. Predation and effects of humans on island-nesting seabirds. In *Seabirds on islands, threats, case studies and action plans*. Birdlife Conservation Series n° 1. pp39-67
- Burger J. and Gochfeld M. 2002. Effects of chemicals and pollution on seabirds. In Schreiber E.A. and Burger J. eds. 2002. *Biology of marine birds*. CRC Press. 722p.
- Carter M and Musroe S. 2007. Another form of Fairy Tern *Sterna nereis* breeding in Australian territory. *Australian Field Ornithology*. 24 : 167-179
- Condamine M. 1977. Compte rendu de mission aux îles Chesterfield du 29 septembre au 07 octobre 1977. ORSTOM. Rapport non publié. 9p
- Congdon B.C., Erwin C.A., Peck D.R., Baker G.B., Double M.C. et O'Neill P. 2007. Chapter 14 : Vulnerability of seabirds on the Great Barrier Reef to climate change. In Johnson J.E. and Marshall P.A. eds. *Climate change and the Great Barrier Reef*. GBR Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office. Australia.
- Cohic, F. 1959. Report on a visit to the Chesterfield Islands, September 1957. *Atoll Research Bulletin* 63: I II
- Coulson J.C. 2002. Colonial breeding in seabirds. In

- Schreiber E.A. and Burger J. eds. 2002. Biology of marine birds. CRC Press. 722p.
- Croxall JP et Rothery P. 1991. Population regulation of seabirds: implications of their demography for conservation. In Perrins C.M., Lebreton J.D. and Hiron J.H.M. eds. 1991. Bird population studies : relevance to conservation and management. Oxford University Press. 683p.
- Devney C.A., Short M. and Congdon B.C. 2009. Sensitivity of tropical seabirds to El Nino precursors. *Ecology*. 90 (5) : 1175-1183
- Devney CA., Short M. and Congdon B.C. 2009b Cyclonic and anthropogenic influences on Tern populations. *Wildlife Research*. 36 : 368-378.
- Feare C.J., Gill E. L., Carty P., Carty H.E. and Ayrton V.J. 1997. Habitat use by Seychelles Sooty Terns *Sterna fuscata* and implications for colony management. *Biological Conservation*. 81 : 69-76.
- Feare C.J., Jacquemet S and Le Corre M. 2007. An inventory of Sooty Tern *Sterna fuscata* in the Western Indian ocean with special reference to threats and trends. *Ostrich*. 78 (2) : 423-434.
- Frid A et Dill L.M. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*. 6 (1) : 11. <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11>
- Furness R.W. and Camphuysen K.C.J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of marine science*. 54 : 726-737
- Gay G. 2004. Chesterfield, îles méridionales : observations sur l'avifaune marine et sur les tortues. Octobre-Novembre 2004. Rapport non publié. 26p
- Girard M.C. and Girard C.M. 1999. Traitement des données de télédétection. Dunod. 529p.
- Gochfeld M and Burger J. 1992. Sternidae. In Hoyo J. del, Elliot A. and Sargal J. 1992 Handbook of the birds of the world. Vol 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions.
- Hannecart F. and Letocart Y. 1983. Oiseaux de Nouvelle-Calédonie et des Loyauté. Tome 2. Cardinalis. 129p
- Hamer K.C., Schreiber E.A. and Burger J. 2002. Breeding biology, life histories and life history-environment interactions in seabirds. In Schreiber E.A. and Burger J. eds. 2002. Biology of marine birds. CRC Press. 722p.
- Hayman P., Marchant J. and Prater T. 1998. Shorebirds. An identification guide. Christopher Helm.
- Higgins P.J. and Davis S.J.J.F. 1996. Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds. Vol.3: Snipe to Pigeons. Oxford University Press. 1028p.
- Hémery G and Cadiou B. 2004. Mécanismes de régulation des populations. In Cadiou B, Pons J.M. and Yésou P. 2004. Atlas des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine. Biotope. Pp 34-36.
- Howald G, Donlan CJ, Galvan JP, Russel CJ, Parkes J, Samaniego A, Wang Y, Veitch D, Genovesi P, Pascal M, Saunders A and Tershy B. 2007. Invasive rodent eradication on Islands. *Conservation Biology*. Vol 21 :1258-1268
- Inschausti P and Weimerskirch H. 2002. Dispersal and metapopulation dynamics of an oceanic seabird, the wandering albatross, and its consequences for its response to long-line fisheries. *Journal of Animal Ecology*. 71 : 765 - 770
- Jacquemet S, Le Corre M and Quartly G.D. 2007. Ocean control of the breeding regime of the sooty Tern in the southwest Indian ocean. *Deep-Sea research I*, 54 : 130-142.
- Jones HP, Tershy BR, Zavaleta ES, Croll DA, Keitt BS, Finkelstein ME and Howald GR. 2008. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biology*. 22 : 16-26
- Kirchman J.J. 2009. Genetic tests of rapid parallel speciation of flightless birds from an extant volant ancestor. *Biological Journal of the Linnean Society*. 96 : 601-616
- Kusser J. 1986. Rapport de mission aux îles Chesterfield du 11 au 16 juin 1986. SFPN. Rapport non publié. 11p
- Kusser J and Suprin B. 1990. Rapport de mission aux îles Chesterfield du 11 au 22 décembre 1989. DIDER Nouvelle-Calédonie. Rapport non publié. 16p
- Lambert C. 1986. Surveillance sanitaire des oiseaux migrateurs des îles Chesterfield. Rapport de la mission SVPA du 30 novembre au 05 décembre 1986. DIDER Nouvelle-Calédonie. Rapport non publié. 13p
- Le Corre M. 2001. Breeding seasons of seabirds at Europa Island (southern Mozambique channel) in relation to seasonal changes in the marine environment. *Journal of Zoology*. 254 : 239-249.
- Le Corre M and Jacquemet S. 2005. Assessment of the seabird community of the Mozambique channel and its potential use as an indicator of tuna abundance. *Estuarine, coastal and shelf science*. 63. 421-428
- Maintenant de. 1973. Compte rendu de visite de « La Bayonnaise » aux îles Chesterfield (23-25 octobre 1973). Compte rendu de mission non publié. 4p
- Malling Olsen K. and Larsson H. 1995. Terns of Europe and North America. Princeton University Press. 207p.
- Marchant S. and Higgins P.J. 1993. Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds. Vol.2: Raptors to Lapwings. Oxford University Press. 984p.
- Météo France. 2010. La régression du phénomène El Nino débuté en Janvier 2010 ralentie au mois de Février. Bulletin mensuel de prévision saisonnière n°72. 4p
- Monnat J.Y. and Cadiou B. 2004. Techniques de recensement. In Cadiou B, Pons J.M. and Yésou P.

2004. Atlas des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine. Biotope. Pp 37-43.
- Moorhead J. 2010. <http://aussiebirding.wildiaries.com/trips/257>; <http://aussiebirding.wildiaries.com/pictures/18023>
- Naurois R de and Rancurel P. 1978. Observations nouvelles sur les laridae reproducteurs en Nouvelle-Calédonie. *Compte Rendus Académie des Sciences Paris*. T287, Série D : 495 - 498
- Nelson JB. 2005. Pelicans, cormorants and their relatives : the Pelecaniformes. Oxford University Press. 661p.
- Onley D and Scofield P. 2007. Albatrosses, Petrels and Shearwaters of the world. Helm Identification Guides. 240p.
- Oro D. and Pradel R. 1999. Recruitment of Audouin's gull to the Ebro delta colony at metapopulation level in the Western Mediterranean. *Mar Ecol Prog Ser*. Vol 180 : 267 - 273
- Oro D. 2003. Managing seabird metapopulations in the Mediterranean: constraints and challenges. *Scientia Marina*, 67 (suppl. 2): 13 - 22
- Pandolfi-Benoît M. 1993. Mission ornithologique à l'île Loop (février 1993). DIDER/SVPA Nouvelle-Calédonie. Rapport non publié. 18p
- Pandolfi-Benoît M. 1997. Rapport de mission ornithologique aux Chesterfield, mai 1997. Province Sud. Nouméa.
- Pandolfi-Benoît M et Bretagnolle V. 2002. Seabirds of the southern lagoon of New Caledonia ; distribution, abundance and threats. *Waterbirds*. 25 (2) : 202-213
- Ramos J.A. and Monticelli D. 2007. Long term studies on productivity of Roseate Terns and Lesser Noddies on Aride Island, Seychelles. *Ostrich*. 78 (2) : 443-447.
- Rancurel P. 1973. Compte rendu de mission aux îles Chesterfield du 21 au 28 juin 1973. ORSTOM. Rapport non publié. 14p
- Rancurel P. 1976. Liste préliminaire des oiseaux de mer des îles et îlots voisins de la Nouvelle-Calédonie. *Cahier ORSTOM. Série Océanographie*. Vol XIV, n°2 : 163 - 168
- Robertson C.J.R., Hyvönen P., Fraser M.J. and Pickard C.R. 2007. Atlas of bird distribution in New Zealand 1999-2004. The Ornithological Society of New Zealand. 533p.
- Sadoul N. 1997. The importance of spatial scale in long term monitoring of colonial Charadriiformes in Southern France. *Colonial Waterbirds*. 20 (2) : 330 - 338
- Sadoul N. 2004. Evolution du peuplement des larolimicoles de Camargue depuis 1956. In Isenmann P. ed. 2004. Les oiseaux de Camargue et leurs habitats : une histoire de cinquante ans 1954-2004. Buchet-Chastel. 300 p
- Schreiber E.A. 2002. Climate and weather effects on seabirds. In Schreiber E.A. and Burger J. eds. 2002. *Biology of marine birds*. CRC Press. 722p.
- Schodde R and Naurois R de. 1982. Patterns of variation and dispersal in the buff-banded rail (*Gallirallus philippensis*) in the south-west Pacific, with description of a new subspecies. *Notornis* 29:131-142
- Simpson K and Day N. 2004. Field guide to the birds of Australia. Penguin Books. 382 p
- Spaggiari J, Chartendault V and Barré N. 2007. Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux en Nouvelle-Calédonie. SCO/Birdlife International. 213p.
- Steadman D.W. 2006. Extinction and biogeography of tropical pacific birds. University of Chicago Press. 594p.
- Stutchbury BJM and Morton E.S. 2001. Behavioral ecology of tropical birds. Academic Press. 165p.
- Uhlmann S, Fletcher D and Moller H. 2005. Estimating incidental takes of shearwaters in driftnet fisheries: lessons for the conservation of seabirds. *Biological Conservation*. 123: 153-163.
- Vassard M. 1988 Reproduction des oiseaux de mer dans la région calédonienne. CIRAD Nouvelle Calédonie. Rapport non publié.
- Villard P, Dano S and Bretagnolle V. 2006. Morphometrics and the breeding biology of the Tahiti petrel *Pseudobulweria rostrata*. *Ibis*. 148 : 285-291
- Vivil-Fare S. 2009. Elaboration d'un atlas moléculaire sur les rongeurs invasifs *Rattus rattus*, *R. norvegicus*, *R. exulans* et *Mus musculus*. Mémoire de Master 2. IRD-CNRS-MNHN-UPMC. 36p.
- Waugh S. 2010. Marine Important Birds Areas in the Pacific Ocean Region. Unpublished report. Birdlife International. 48p.
- Weimerskirch H. 2002. Seabird demography and its relationship with the marine environment. In Schreiber E.A. and Burger J. eds. 2002. *Biology of marine birds*. CRC Press. 722p.
- Weimerskirch H., Le Corre M., Jacquemet S., Potier M., Marsac F. 2004. Foraging strategy of a top predator in tropical waters: great frigatebirds in the Mozambique channel. *Mar Ecol Prog Ser*. Vol. 275 : 297-308
- Wikipedia. 2010. http://en.wikipedia.org/wiki/Chesterfield_Islands

Introduction

Since 2007 the Chesterfields have been identified as an Important Bird Area due to their large colonies of seabirds (IBA; Spaggiari et al. 2007). To date ornithological inventories conducted in the Chesterfields have consisted of short missions (< 1 week) mostly during the summer by various observers with different islands visited each time. Most of this scattered but valuable knowledge comes from thirteen missions carried out since 1973 (Borsa et al. 2010). Cohic conducted the first survey in September 1957 that consisted of four hours on Long Island (Cohic, 1959). However, the ornithological wealth of the Chesterfields, has been known since 1879 when guano mining was initiated and continued until 1888 on Long Island. The first scientific mission was from 1858 to 1860 by the HMS Herald during its exploration of the Coral Sea (Bourne et al. 2005). Our survey was conducted from 10th to 18th of August 2010 with the goal of providing new data for the Chesterfield Atoll (with the exception of Bampton and Bellona). A complete bird inventory using standardized counting methods has been conducted on all the islands within the same single period of the year. Put into perspective with the information already available this data can update the list of species found in the atoll, to refine the quantification of the breeding seabirds and the distribution of their colonies, and finally to better identify their local biology. These results are discussed and their interpretation leads to an assessment and mapping of conservation issues related to birds. Some management recommendations are proposed for the lasting protection of this remarkable bird area for the future.

1. Materials and Methods

1.1 Counts on the ground

The monitoring effort was concentrated on Long Island, the most extended emerged ground, but globally concerned all the islets of the area (Fig. 6-1). Breeding ground sites for marine and coastal Pacific bird species are most frequently observed on islands. When a colony is discovered, the counting unit is the active nest defined as having an “apparently incubating adult” or when adults are away, a clutch or chick (s) (Cadiou and Monnat, 2004). Empty nests are not counted. The counting techniques used are those developed for tropical species (Burger and Lawrence, 2003) and are summarized:

- Exhaustive counting was conducted with binoculars (here, the binoculars by Leica 10x40 were used) for small colonies, here defined as those with less than 500 active nest.
- Large colonies were censused using the sample plots counting method whereby a rope over 9.77 m in length and graduated every 1 m is used to draw a circle of 300 m² on the ground. A GPS point is taken at center. Active nests are recorded in the area enclosed by the rope. This radius was chosen to take into account all species present at each point based on logistical constraints, as larger species (e.g. gannets, and frigate birds) naturally had lower densities than that of smaller species (e.g. Terns and noddies).
- Large colonies of Sooty Tern, *Onychoprion fuscatus* were counted using 5x2 m transects (10 m²): When time ran out to make counts, the average density found on the nearest island was used, this case occurred for two colonies.
- Opportunistic Observations:
 - On land: each island has been covered in its entirety at least once to identify the possible presence of migratory species and /or land.
 - On the sea: pelagic observations were made when the boat was in transit during 3 hours in the morning and 3 hours in the afternoon, dependent on navigation.
- Research at night for the family, Procellariidae on Long Island: listening and recording of calls were performed by traversing the island at the night, between 8:00 pm and 12:00 midnight for three days (August 11, 12, 13, 14). While at anchor (August 15, 16, 17) listening for 15 minutes was performed at 10:00pm.

1.2 Mapping colonies

It is necessary to map each breeding colonies to be able to get the area on which samples (ground counts) have to be extrapolated, in order to obtain breeding pairs numbers. To achieve this, a GPS (Garmin Colorado 300) has been used to take points at each colonies' edges. Data have been then integrated within a GIS (Arc Gis 9.3.1) in order to superimpose it on satellite image from Google Earth. Available images for Chesterfields are Geo Eye images with a 1 meters pixels, taken on the 31 of July 2009. Except for Long Island (and associated sand banks) and Passage West islet, where it is Landsat image with a 30 meters pixel, taken between January 2002 and September 2009 (precise dates unavailable). Images georeferencing has been made with the GIS for each islet individually, using six control points (simple polynomial model) spread out with an homogenous repartition all

over each image (Girard and Girard, 1999). The area of a colony is then obtained by creating a polygon using both field GPS data, field notes and natural habitats' areas as visible on satellite images. For species breeding on trees (Red footed booby *Sula sula*, Great Frigatebird *Fregata minor*, Black Noddy *Anous minutus*), each clump of bushes and/or grove of trees on each islet has been digitalized on the georeferenced image in order to then calculate colonies areas. For Sooty Tern *Onychoprion fuscatus*, that breeds on the ground, trees and bushes areas have been subtracted. This is because breeding colonies usually occupy all available space on islet, thus often including grove of trees and clump of bushes under which there are no active nest.

1.3 Estimating numbers

The number of breeding pairs for each species has been obtained by first calculating for each islet the mean active nest densities as calculated using sampled numbers (plots, transect). This mean density is then extrapolated to the overall colony, using the habitat area if necessary (as calculated on the satellite image). For big seabirds' colonies, fifty to seventy plots are usually needed to obtain statistically workable data, adapting both plots' radius and plots' numbers to the species (Burger and Lawrence, 2003). This didn't match with logistical field' constraints (time available, one single ornithologist to work on several islets isolated from each other and all hosting thousands of birds). Thus only raw results are shown (Table 6-1). Raw data, with sampling effort and both natural habitats and colonies' areas, are shown in appendix 6-1.

1.4 Ground counts accuracy

Seabirds' colonies have a dynamic in time, showing a peak in breeding pairs' numbers flanked by two periods, one with increasing the other with decreasing breeding pairs' numbers. Thus estimating ground counts accuracy rely on populations' long term studies in order to identify when it is best to count the colony, according to the species' breeding cycle on the study area (Monnat and Cadiou, 2004). The best period is usually the end of the incubation, as it is when the birds show the maximum synchronicity. Difficulties are bigger in the tropics, where birds have loosely defined breeding seasons with often protracted breeding cycles (Stutchbury and Morton, 2001). Tropical seabirds' breeding is under the influence of the availability of marine resources; thus their breeding cycle and breeding success shows a great interannual variability due to this ultimate factor (Le Corre, 2001; Ramos and Monticelli, 2007; Jacquemet and al, 2007). Big species (boobies, frigatebirds) have very long breeding cycles, often of more than one year (400 days for frigatebirds) that vary depending on location; they also can have a "rest year" during which they do

not breed (Nelson, 2005). In the Coral Sea, a long term influence of ENSO on seabirds' breeding has been shown for most of the species occurring in the Chesterfields (Devney and al, 2009).

The numbers shown here have to be considered with caution, as knowledge on local seabirds' breeding characteristics is still very low.

2. Results

2.1 Breeding Seabirds

Ten species comprised the community of breeding seabirds observed in August 2010. These species are listed in Table 6-1 by common and scientific name, followed by IUCN red-listed status and field observations.

- Masked Booby, *Sula dactylatra personata*, (IUCN: LC): This subspecies occupies the entire Western and central Pacific (Nelson, 2005). Birds were all incubating with the exception of a pair with a large chick covered in down at one site (on Anchorage Islet No. 3). Only scattered pairs with no large colonies observed. The nests are on the high ground of beaches on the outskirts of the islands, sometimes in the shade of shrubs.
- Brown Booby, *Sula leucogaster plotus*, (IUCN: LC): This subspecies occupies the entire central and Western Pacific and Indian Ocean (Nelson, 2005). All birds were incubating or with brood. The nests were observed always on the ground, located on the high beach, on the center of islands ("prairie" area), and sometimes in the shade of shrubs.
- Red-footed Booby, *Sula sula rubripes* (IUCN: LC): This subspecies occupies the Western Pacific and Indian Ocean (Nelson, 2005). All birds were incubating. The species is an arboreal nesting. In the Chesterfields these species mainly nest in the crown of the Octopus bush shrubs *Heliotropium foertherianum* and the *Pisonia*, *Pisonia grandis*, usually on top but not exclusively.
- Lesser Frigatebird, *Fregata ariel ariel* (IUCN: LC): This subspecies occupies the Western Pacific and the southwest, Eastern and central Indian Ocean (Nelson, 2005). The birds were observed to be with big chicks, from downy to partially feathered one, up to near flight. The nests are mostly on the ground in grassy vegetation, although sometimes in bushes and shrubs on the central parts of islands.
- Great Frigatebird, *Fregata minor minor* (IUCN: LC): This subspecies occupies the Southwest Pacific and Indian Oceans (Nelson, 2005). All breeding stages were observed, but the vast majority of birds were with brood or downy chicks. Nests were usually on top of bushes and trees shared with the red-footed booby.
- Black Noddy, *Anous minutus minutus* (IUCN: LC): This subspecies occupies the Southwest and West Pacific

(Gochfeld and Burger, 1996). All birds of this small arboreal nesting species were incubating. Nests of the black noddy were alongside those of the red-footed booby on the same shrub, but found within the foliage including the lower branches.

- Brown Noddy, *Anous stolidus pileatus* (IUCN: LC): This subspecies occupies the entire Pacific and Indian Oceans (Gochfeld and Burger, 1992). All birds were incubating, with the exception of some brood. Nests were found on the ground, high on beach, in the short vegetation of the central parts of islets or at the edge of the area with trees.
- Sooty Tern, *Onychoprion fuscatus serratus* (IUCN: LC): This subspecies occupies New Guinea, Australia and New Caledonia (Gochfeld and Burger, 1992). Depending on the site, all the birds were either in incubation, or on brood or with fledgling.
- The Fairy Tern, *Sternula nereis exilis* (IUCN: VU): This subspecies is unique to New Caledonia (Gochfeld and Burger, 1992). The nests are on the ground of dead coral cays. All birds were on eggs, with some brood.
- Black-naped Tern, *Sterna sumatrana sumatrana* (IUCN: LC): This subspecies occupies the Pacific and Australasia (Gochfeld and Burger, 1992). The nests are on the ground of dead coral cays. All birds were on eggs.

2.2 Species diversity and numbers

Ten species were recorded breeding at fourteen different sites for a total of 130, 288 breeding pairs (see Table I). Eleven sites were vegetated sandy islets while three sites were cays consisting of uplifted dead coral fragments and sand that was totally devoid of vegetation. Due to the diversity of breeding habitats and their larger surface area, the vegetated sandy islets had the highest species diversity and number of breeding pairs. The cays are exclusively used by the Terns, especially the Fairy Tern, *Sternula nereis exilis* during this time of year. These results are consistent with the biology of these different species (Gochfeld and Burger, 1992; Nelson, 2005), and what is known for these species in New Caledonia (Pandolfi-Benoit and Bretagnolle, 2002) and the Chesterfields (Bourne et al. 2005; Borsa et al. 2010). All species were in the incubation period or at the end of the incubation (with pulli), with the exception of *Fregata ariel*.

The numbers listed represent the 2010 winter breeding season for the study area. It is difficult to judge what part of the total population these individuals represent. The absence of active colonies of *Puffinus pacificus* and *Thalasseus bergii* is an effect of the inventory period as these species are known to breed during the summer in the New Caledonia lagoon (Pandolfi-Benoit and Bretagnolle, 2002) and in the study area (Borsa et

al.2010). Similarly, the Tahiti Petrel, *Pseudobulweria rostrata* (IUCN: NT) was not recorded on Long Island and was never heard in the evening while at anchorage. This petrel breeds mostly in the summer in the New Caledonian lagoon (Villard et al. 2006) thus it should be searched during this more favorable period.

2.3 Distribution and abundance of the species

The distribution and abundance of breeding seabirds reflect the combined influence of several parameters such as the availability of nesting sites, local climatology, and access to marine food resources, inter-species competition, infestations of parasites (ticks) and demographic parameters specific to the species (Croxall and Rothery 1991). During the CHESTER2010 mission, a general assessment of abundance and distribution of sea birds was conducted amongst the several islets (Fig. 6-1).

As no robust data relating to these parameters are available for the study area, and as no long term monitoring occurs, we have to remain cautious in interpreting the results of the observed distribution for the different species.

Both ground nesting boobies, *Sula dactylatra* and *Sula leucogaster*, exhibit similar distributions in the archipelago. Both are present on all the islands (N = 11). With 169 pairs (= 15.3 m / site), *Sula dactylatra* is much less abundant than *Sula leucogaster* (1,241 pairs; = 112.8 m / site). Long Island contains the largest number of pairs for these two species with 45.5% of the total *Sula dactylatra* population and 69.7% of the total *Sula leucogaster* population.

Sula sula, an arboreal nesting species, is also present on all the major islands except one. With 2,276 couples (average of 206.9 / site), this species is the most abundant of the Sulidae in the study area. Its numbers are highly variable among sites ranging from a minimum value of 0 to a maximum value of 1240.

For *Fregata ariel*, only one large colony (N = 428 pairs), concentrating 90.6% of the total pairs observed (N = 472 pairs), was noted on the site Anchorage Islet 2 in August 2010. Additionally, two small colonies consisting of 30 couples at the Anchorage Islet 3 site and 14 couples on the Passage Islet (east) site were seen.

Fregata minor with a total of 765 breeding pairs observed were present on nine sites including almost all of the major islands. As a result, this species was the most abundant amongst frigatebird in the study area and well distributed with an average of 85 couples per site. However, Long Island contained 52.2% of these numbers.

Anous minutus with a total of 13,655 breeding pairs observed were distributed over ten sites with an average

of 1,365.5 couples per site. Nevertheless, its abundance is very heterogeneous as Long Island contained 64.9% of the total numbers while the Passage Islet (east) contained 1 2.1% of the total numbers. Both sites combined constitute 77% of the total numbers observed. Nonetheless in the study area, this species was observed to be one of the most abundant and better distributed.

Anous stolidus with a total of 10,005 breeding pairs observed were distributed over 11 sites with an average of 909.5 couples per site. As for the black noddy, brown noddy's numbers were concentrated at three sites that included the sites of Anchorage Islet 1 with 48.1%, Long Island with 32.5% and a vegetated cay located southeast of the east coast of Long Island. This species is also one of the most abundant and well distributed seabird in the study area.

Onychoprion fuscatus with a total of 101,637 breeding pairs observed, were aggregated on the Eastern side of the southern atoll. This species shows the highest numbers of all breeding seabirds, with five large colonies (with percentage of total numbers): Anchorage Islet 1 with 18.8%, Anchorage islet 3 with 21.8%, Anchorage islet 4 with 16.2%, Anchorage islet 5 with 27.8% and Loop Islet with 15.4%. Combined, the sites on the Anchorage islets accounted for 84.6% of the total.

Sternula nereis exsul had a total of only 31 breeding pairs observed that was comprised of three colonies containing four, eight and nine breeding pairs. All colonies were located on dead coral cays devoid of vegetation. These data provide the first characterization of a breeding population for these species in the Chesterfields. The first and up to date the only available data of a Fairy Tern' colony was that of 20 active nests recorded on June 25, 1976 by de Naurois and Rancurel (1978). This species is known to breed in winter in the New Caledonian lagoon (Vassard, 1988; Hannecart and Letocart, 1983; Baling et al. 2009). The distance between the three colonies was 14.5 km, 10.5 km and 8.5 km respectively with a homogeneous distribution of colonies' sites within the atoll. One colony constituted 45.1% of the total population (on the Cay off of the southern tip of Long Island site) while the other two colonies comprised 29% (on the Cay to the southeast of the west islet Passage) and 25.8% (on the cay south of Anchorage Islet 1) of the total population. This small Tern is Chesterfield's least abundant and most threatened breeding seabird.

A total of thirty-nine pairs of *Sterna sumatrana* was observed that included 38 breeding pairs in a colony on the cay south of Anchorage islet 1. Apart from this main colony, one single couple was isolated in the periphery of *Sternula nereis exsul* ' main colony , on the southern part of Long Island. These low numbers reflect that this species breeds mostly in the summer (Borsa et al. 2010).

2.4 Breeding Land Birds

Only one species, the Buff-banded Rail (*Gallirallus philippensis*) is known to breed on land in the Chesterfields. This small population has been linked to the subspecies *tournelieri* found in the islands of the Coral Sea. The holotype for this subspecies is a female from Long Island (Schodde and de Naurois, 1982). The Buff-banded Rail was observed at the sites of Long Island, Passage Islet (east), the Loop Islet, and Anchorage islet 2. One individual was caught on Long Island on the night of the August 12th. Biometric measurements were performed (see Table 6-2) and a blood sample was taken (this sample was transmitted to the National Museum of Natural History in Paris). The captured bird showed no brood patch. During the mission no evidence of reproduction was observed for this species. Bretagnolle and Pandolfi in Borsa *et al.* (2010) reported at least three breeding pairs on Loop Islet in 2001. Gay (2004) saw three juveniles on Anchorage Islets 2 and 3. Borsa (2008) observed one pair on Loop island. Thus the species is confirmed to be a breeder on some of the Anchorage islets (i.e. No. 1, No. 2, and No. 3), Long Island, Loop Islet, and both Passage Islets (East and West). The presence of the Buff-banded rail remains to be confirmed on Anchorage islets 4 and 5.

The measurements taken are within the values given by Schodde and de Naurois (1982) for the subspecies *tournelieri* except for the tarsus. Our tarsus measurement, 43 mm is of higher value than the extreme value of 42 mm reported (Schodde and Naurois 1982). The plumage is similar to that described: no rufous breast band, dull red nuchal collar mottled with black dots, dark-olive brown back with sparse small white spots, middle remiges with narrow chestnut bars alternating with black areas (See Figure 6-2). Due to lack of knowledge about moult timing, and variations in color and general appearance of the plumage with age in this species, the validity of this subspecies is disputed by Marchant and Higgins (1993), . A recent study showed that the complex of subspecies traditionally identified as *Gallirallus philippensis* has no significant genetic structuring, indicating a low isolation of these populations. The species has made actually a rapid and recent evolutionary radiation from the Philippines to colonize the islands of Oceania and Australasia (Kirchman, 2009). The subspecies *tournelieri* therefore appears to be an invalid taxon.

2.5 Non-breeding birds (migratory or vagrant)

Several non breeding species have been observed during the mission, including four species that are new records for the Chesterfield archipelago (absent from the list of Bourne et al. 2005) and one species as a new record for New Caledonia (absent from the list of Barré et al. 2009):

- Double Band Plover *Charadrius bincinctus*: one adult in breeding plumage (southern tip of Long Island on August 12th). This shorebird is endemic to New Zealand (Robertson et al. 2007). It winters in the south and east of Australia, where it is observed in the winter and during the autumn (Barret et al. 2003). An uncommon but regular migratory in New Caledonia (Barré et al. 2009).
- Far Eastern Curlew, *Numenius madascariensis*: one at the southern tip of Long Island on August 11th. A rare vagrant in New Caledonia (Barre et al. 2009). A regular migratory throughout the year in Australia (Barrett et al. 2003).
- Gull-billed Tern, *Gelochelidon nilotica macrotarsa*: three (one summer plumage adult, one non breeding plumage adult, and one first winter plumage) at the southern tip of Long Island on August 12th. This is the first mention of this species in New Caledonia. Its distribution covers Europe, North Africa, North and South America, and Australasia. The Australian subspecies *macrotarsa* observed here is much lighter and more massive than the nominal European one (Malling-Olsen and Larsson, 1995).
- Sacred Kingfisher, *Todiramphus sanctus*: one (August 10th) on Anchorage Islet n°4 and one (August 11th) on Long Island. We can't exclude that the two data may refers to the same bird. A common breeder in New Caledonia. In Australia, it is noted erratically on the Torres Strait islands, Queensland and along the East Coast (Barret et al. 2003). A species to search for within the archipelago, as it may breeds on some of the islets.
- Pacific Golden Plover, *Pluvialis fulva* : one off the southern tip of Long Island (August 11th), one in the "grassland" of central Long Island; two on a cay south of Long Island (August 14th); one on East Passage Islet, three on the vegetated cay off the south east of Long Island (August 15th). Common migratory in New Caledonia.
- Great Crested Tern, *Thalasseus bergii*: two on Anchorage Islet n°4 then 17 (including three juveniles plumage) on Anchorage Islet n°3 (August 10th); two (including one juvenile plumage) at the Southern tip of Long Island (August 12th); two (including one first winter) and one on the cays south of East Passage Islet (August 12th); two in summer plumage on the cay south of Anchorage islet n°1 and 27 resting on Anchorage islet n°3 (August 16th). A widespread but sensitive species in New Caledonia that breeds mostly during summer (Pandolfi-Benoît and Bretagnolle, 2002), as is in the Chesterfields (Borsa et al. 2010).
- Tree Swallow, *Petrochelidon nigricans*: one at the southern tip of Long Island (August 12th). This is the second observation of this species in the Chesterfields, as the only previous sighting dates back to September 1858 (Bourne et al. 2005). It is also only the third observation for New Caledonia (Barre et al. 2007). This species is a common breeding in Australia, where it is present year round (Barret et al. 2003). This swallow is the only passerine noted in the Chesterfields today.

All other non-breeding species observed during the mission are already known from the study area (Bourne et al. 2005). These are the following (status in New Caledonia by Barré et al. 2009):

- Ruddy Turnstone, *Arenaria interpres*: six on Anchorage n°4 (August 10th), one at the southern tip of Long Island (August 11th), one on the cays south of Long Island (August 14th), one on Anchorage Islet n°1 (August 16th). A common migratory in New Caledonia.
- Sanderling, *Calidris alba*: two seen at the southern tip of Long Island (August 14th). Uncommon migratory in New Caledonia .
- Wandering Tattler, *Heteroscelus incanus*: one (August 14th) then two (August 13th) off the southern tip of Long Island; two on a cay south of Long Island (August 14th), one on a cay to the south of East Passage Islet (August 15th), one on East Passage Islet (August 15th); two on the vegetated cay to the south east of Long Island on August 15th; one on Anchorage Islet 1 on August 16th. Common migratory in NC. All birds in non breeding plumage.
- Tahiti Petrel, *Pseudobulweria rostrata*: 28 sightings totaling 34 individuals (1 x 3, 3 x 2, 25 x 1). Fourteen sightings were made during the first day (August 7th) while thirteen were made on the second day (August 8th). Almost all sightings took place during the first 590 km from the Dumbéa Pass. Considering we can estimate a daytime travel of 295 km, it makes an order of magnitude of one bird every 11 km. All sightings occurred more than 265 miles from the Chesterfield atoll with the exception of the last one (n = 1) that was 27 km southeast of the Loop Islet (August 9th) at 9:45 (16h for arrivals increased from the Long Island).
- Herald Petrel, *Pterodroma heraldica*: one dark phase on August 8 at 16:30, located 335 km southeast of Loop island
- *Frigata* sp (*minor* or *ariel*): four sightings were made throughout the voyage

2.6 Pelagic Observations

Species observed during the transit between Dumbéa Pass and the southern atoll of the Chesterfields (barrier reef off of Loop Islet) for a distance of 855 km sailed with a catamaran from August 6th (time 16:00) to August 8th (time 15:00), 2010 were as follows:

- White Tailed Tropicbird, *Phaeton lepturus* : one on August 8th at 11:10, 325km southeast of Loop Islet
- Red-tailed Tropicbird, *Phaeton rubricauda*: one on August 8th at 12:00, 318 km southeast of Loop Islet; two on August 9th at 9:05, 64 km southeast of Loop Islet.
- Masked Booby, *Sula dactylatra*: Three immature and one juvenile (August 7th) following the boat with four consecutive sightings from 6.45am to 2:50 pm (last sighting at 605 km SE of the Loop island, thus 96 miles west of Grande Terre); one adult on August 9th at 9:40, 56 km southeast of Loop Islet
- Red-footed Booby, *Sula sula*: five sightings of adults only (1 or 2), all from a first sighting on August 8th at 8:20, 274 km southeast of Loop Islet.
- Brown Booby *Sula leucogaster*: three sightings, only adults (1 or 2), all from one sighting of two adults on August 9th at 9:55, 54 km to the southeast of Loop Islet.
- Black Noddy *Anous minutus*: three sightings: around a hundred while in transit on August 6th at 16:20 in Dumbéa pass, one on August 9th at 11:00 within a plurispecific flock fishing a sea 39 km southeast of Loop Islet; 300 on August 9th at 13.55 fishing following a shoal of skipjack (probably *Katsowonus pelamis*) 5 km SW of Loop Islet.
- Brown Noddy *Anous stolidus*: three sightings: around fifty (August 6th) at 4:20 within Dumbéa pass; 1 then 2 (August 9th) respectively at 8:10 am and 8:15 am (76km and 74 km from Loop Islet)
- Common White Tern, *Gygis alba* : 1 on August 8th at noon (12:35), 313 km SE from Loop Islet
- Sooty Tern, *Onychoprion fuscata*: 13 sightings: 2 at 8:30 am (365 km southeast of Loop Islet) and 23 fishing at 9 am (358 km SE from Loop Islet) on August 8th; regular sightings (1-50 individuals) from the 3rd contact (August 8 th at 2:15 p.m), 294 km SE of Loop Islet.

2.7 Avifauna of the Chesterfield atoll

It is possible to compile a list of birds recorded to date in the Chesterfield atoll, excluding the reefs of Bampton and Bellona.

Pelagic data collected more than 50 km from the atoll were not included in this list, whether the source of these data was from this study or the literature. As seabirds are highly mobile, if the species has never been recorded within the Chesterfield atoll, we can't include it in the list only on the basis of an offshore sighting. Therefore *Phaeton lepturus* has not been included here. *Pterodroma heraldica* has nevertheless been included despite the uncertainties on the origin of specimens collected in 1860 in the Chesterfields (Bourne et al. 2005). More data

are required on this species and its status still uncertain in the atoll, as for *Morus serrator* and *Phaeton rubricauda*.

In August 2010, the total number of species observed in the study area is 21: 11 breeding species (10 seabirds and one land bird) and 10 non-breeding (one non breeding and one vagrant seabirds, six migratory shorebirds, one possible breeding land bird and one vagrant passerine). Here, we can propose an updated list of 24 for the Chesterfield, using the one of Bourne *et al.* (2005) plus one data from Pandolfi-Benoit (1993). This work clarifies the status of *Sternula nereis exsul* (see discussion) and adds new records (four new bird species), updating the list to 29 species known from the Chesterfield atoll, including *Gelochelidon nilotica macrotarsa*, a first record for New Caledonia.

3. Discussion

The biogeographical significance of the Fairy Tern (*Sternula nereis exsul*) population in the Chesterfields

The status of the Fairy Tern in the Chesterfields remained unclear until now. Most of the various researchers who have reached the atoll before this study have all stated they couldn't exclude a mix-up with australian Little Tern *Sternula albifrons sinensis*, and thus speak cautiously of "white little Tern" rather than of Fairy Tern (Rancurel, 1973; Condamin, 1977; de Naurois and Rancurel, 1978, Kusser and Suprin, 1988). Both the recent synthesis on the avifauna of the Coral Sea (Bourne et al. 2005) and the one focusing on the atolls of Chesterfield, Bampton and Bellona (Borsa et al. 2010) do not clarify the status of the species. The records of Fairy Tern previously listed for the atoll are:

- Rancurel (1976): "on Chesterfield in April and September, a time of the year when the species was recorded with fledging" based on observations during field studies in 1974
- Condamin (1977): one dozen on 4 th of October 1977 on the Anchorage islets (including photo)
- de Naurois and Rancurel (1978): about twenty active nests in June 1976.
- Gay (2004): A group of about sixty immature "on West Passage Islet on the 5 th November 2004", in fact most likely adults in non breeding plumage.
- In Borsa *et al.* (2010): "a few adults" on the Anchorage Islets in January 1991 (Sirgouant; Société Calédonienne d'Ornithologie) and on Loop Islet in March 1994 (Pandolfi-Benoit 1997)

Referring to de Naurois and Rancurel (1978), Barre *et al.* (2007) acknowledged the presence of the species as nesting in the atoll and questioned whether they belong to the sub-species, *S. n. exsul* or *S. n. nereis*? Our results indicate that 31 pairs of the Caledonian subspecies *Sternula nereis exsul* were breeding in the Chesterfield

Atoll in August 2010. These birds were identical to those observed in the New Caledonian lagoon. Notable differences occur for operational field identifications to that for earlier periods, as criteria are now detailed in Malling-Olsen and Larsson (1995); Harrison (1996); Higgins and Davies (1996) or Simpson and Day (2004):

- *Sternula nereis* vs. *Sternula albifrons sinensis*: The back outer primaries (P8-10; descendant system) are tinged with pale gray for *S. nereis* vs. inner and outer parts of the same outer primaries are dark gray to black in *S. sinensis*. In adult individuals, the outer edge of the wing is black, contrasting sharply with the rest of the wing of Little Tern. While the upperwing of the Fairy Tern appears paler with a gray fringe. This is the best criterion, valid in breeding plumage as well as non breeding one. It is harder to see on juveniles as young Fairy Tern have outer primaries darker than adults, something that last during first winter moult. In breeding plumage, the lores are white in the Fairy Tern and black in the Little Tern. The white forehead is large, going over the crown edge in the Fairy Tern, while it is narrower in the Little Tern, slightly initiating a supercilium. Overall, the silhouette and "jizz" of *S. nereis* is stockier, due to a slightly shorter wing and a body mass equal to or greater than that of *S. albifrons sinensis*.

- *Sternula nereis exsul* (New Caledonia) vs. *Sternula nereis nereis* (Australia) (Plate 6-1): data available for the Caledonian subspecies (Higgins and Davies, 1996) gives shorter wing, tail and beak, and a lighter weight. Thus the Australian nominal subspecies is significantly larger than *exsul* as it is larger than the Little Tern, *Sternula albifrons*. This is not the case of *S. n. exsul*, as it is obvious (apart from the lens effect) on the picture shown in Barré and Bachy (2003). In New Caledonia, Fairy Tern looks slightly smaller and lighter than Little Tern. *Sternula nereis nereis* is more bulky than *Sternula nereis exsul*, with a deeper beak (see photos). These structural criteria for the general appearance ("jizz") of the two subspecies seem to be the most reliable (with those associated with moult; Carter and Musroe, 2007). Black patch in front of the eye is also slightly larger in *S. n. exsul*. We agree with Higgins and Davies (1996) who considers the criteria related to the color of the beak to be of a weak reliability. Specifically, the presence or absence during the breeding season of a black tip of changing width seems not enough to systematically separate *S. nereis nereis* from *S. nereis exsul*. The Australian nominal subspecies indeed has a beak with a black tip at the start of reproduction which then becomes completely yellow during incubation (Higgins and Davies, 1996, Simpson and Day, 2004). For the Caledonian subspecies, many individuals have a very slight black tip and completely yellow beak during incubation, whereas the beak is usually showing a black tip at the time of courtship and mating (Baudat-Franceschi, unpublished

observations). These radical changes in beak color during the annual cycle are caused by hormonal mechanisms, a common feature among all species of Terns, thus highlighting the unstable nature of this criterion. During this study, the Chesterfield birds were seen several times during excellent conditions and while in flight together with Black naped Tern, *Sterna sumatrana*. The proportions, structure and plumage of these individuals were undeniably very similar to those of New Caledonian lagoon' breeding birds. The external primaries (p8-10; descendant system) were not molting this time of year, unless it is corresponding to the end of molting of these feathers in the nominal subspecies (Higgins and Davies, 1996). Birds observed had plumage characteristics of the start of breeding, with clean feathers. The voice was not recorded but was similar to that of the voice of the Caledonian birds.

The Chesterfield atoll is located more than 800 km offshore from the nearest known population of *Sternula nereis exsul* that was discovered in August 2005 in northwest New Caledonia (Baudat-Franceschi, 2006). The occurrence of a population from this coastal species on an oceanic atoll is of great biogeographical interest. Banding data from the Australian nominal subspecies shows that the species has a low dispersal ability: a recover 450 km from the place of banding is the longest distance traveled ;a maximum displacement of 77 km between breeding and natal sites was recorded (Higgins and Davies, 1996). One can wonder about the relict character of this isolated population of a coastal species in the open ocean. It could be related to former sea levels, that were 120 m lower than today during the Last Glacial Maximum (20,000 years BP, Gibbons and Clunie, 1986 in Steadman, 2006). During this period, hundreds of islands and islets occurred between Queensland and New Caledonia. According to Steadman (2006), the current geographical barrier formed by the Coral Sea (1350 km) did not exist. Therefore a bird could fly from Eastern Australia to New Caledonia dropping from one island to another as the maximum distance of open ocean did not exceed 100 km. The discovery in December 2006 of a few breeding pairs of *S. nereis exsul* on offshore islands off Queensland suggests the existence of a small population located 2,000 km north of the nearest population of *S. nereis nereis* (Carter and Musroe, 2007). We hypothesize that *Sternula nereis exsul* was formerly distributed from northEastern Australia to New Caledonia and that the gradual sea level rise has resulted in its' current distribution in isolated and fragmented populations on both sides of the Coral Sea. More data are needed using an international cooperation to test this scheme (banding program, genetic study).

Before this study, the total population of *Sternula nereis exsul* was estimated to be 100 couples, all in the New Caledonian lagoon, with 70-90 couples in the northwest (Baudat-Franceschi et al. 2009) and 16-23 couples in the southwest (Baling et al. 2009), thus a total of 86-

113 pairs. This study added 31 pairs, giving a total population of 117-144 pairs, with almost one quarter in the Chesterfield Atoll. We can say that this taxa is not endemic to New Caledonia's lagoon, on the reverse of what was thought up to today. We consider it is a subtropical taxa showing a geographical distribution area centered on the Coral Sea. Subject to confirmation of the occurrence of a viable population, its northern edge may be the Western islands of East Diamond Islet off the coast of Queensland (Carter and Musroe, 2007). Its southern is South West lagoon of New Caledonia (Baling et al. 2009). The genetic isolation is demonstrated for the three subspecies, with the hypothesis that *Sternula nereis nereis* has originated from Eastern Australia, and then a divergence that would have given rise to *S nereis davisae* in New Zealand and *S nereis exsul* in New Caledonia (Baling and Brunton, 2005). More research is needed to have a better understanding of the genesis of this taxa. A fragmented geographical distribution, together with a low recruitment and declining numbers, emphasize a critical conservation issue. The Chesterfield Atoll is undoubtedly an important site for this species classified as vulnerable (VU) in 2009 by IUCN, notably for genetic diversity.

Seabirds populations of Chesterfield

Breeding phenology

All species were encountered during incubation with the exception of *Fregata ariel* (large chicks). It is possible to compare these findings with the literature and observations made by Borsa *et al.* (2010, Table p. 304) for birds of Chesterfield - Bampton - Bellona :

- This corresponds to known breeding periods of the three boobies and the two frigates. The absence of reproductive activity in *Puffinus pacificus* and *Thalasseus bergii* is also as expected.
- Both species of noddies were not supposed to breed at this time, which was the observed case. Thus *Anous minutus* and *A stolidus* can potentially breed year round. It should be noted that in both species, all colonies were broadly synchronous across the archipelago. The majority of birds already had laid their eggs so that most nests contained eggs or pulli with very few empty nests observed.
- The Sooty Tern, *Onychoprion fuscatus* was not supposed to breed at this time. Two main breeding stages of reproduction were recorded with colonies with either on egg or pulli (Anchorage Islets n°1, n°3 and n°5) and others with only large chicks near flying or fledging (Anchorage Islet n°4) . On Loop Islet approximately half of the birds were observed to be on eggs while the other half were with large

chicks close to fledging. Overall, the vast majority of couples were thus with egg or chick. The species is known to be able to breed year round (Gochfeld and Burger, 1992), with high reactivity to changes in food resources at sea (Jacquemet et al. 2007).

- Fairy Tern, *Sternula nereis exsul* was assumed to be incubating in August, which is confirmed here.
- Black naped Tern, *Sterna sumatrana*, was not supposed to breed in August. We found only a few breeding pairs, probably indicators of the ability of this species to breed occasionally in winter (Gochfeld and Burger, 1992).

Our data are consistent with those seabirds species' biology notably the ability of most of them to initiate breeding at any time of year, depending on the dynamics of food resources and of climatic hazards (Schreiber, 2002; Hamer et al. 2002). This illustrates that looking for a "seasonal breeding" amongst tropical species usually do not match with biological reality as observable in the field within the tropics. Breeding is most of the time characterized by protracted cycles with loosely defined periods that rely on the occurrence of breeding peaks (Stutchbury and Morton, 2001).

Seabirds Population status

Our numbers are used to provide a statement for all the breeding colonies observed during our August 2010 study. Conducting a comprehensive campaign by the same observer using standard methods can refine the numbers for several species. Moreover, the majority of species were at the end of incubation, making it highly representative counts.

It is possible to put the results from this August 2010 study in perspective with the figures proposed by Borsa *et al.* (2010) in their synthesis of historical data. We refer here to their list of breeding seabirds in the study area as we found the same species:

- Wedge-tailed Shearwater *Puffinus pacificus*: no contact apart from colonies of empty burrows (not quantified). This is because it is one of the few species showing a well defined breeding cycle on the study area. The population numbers should be censused via a campaign at the appropriate period (November-February). The population is currently estimated between 33,200 and 38,200 breeding pairs at minimum, mainly on Long Island, Loop Islet and secondarily on the islets of Anchorage and East Passage.
- Masked Booby, *Sula personata dactylatra*: with 169 couples, the population of August 2010 is higher than the 76-121 considered before. These figures are difficult to interpret in the absence of monitoring.

- Brown Booby, *Sula leucogaster plotus*: with 1,241 couples, the population of August 2010 is lower than previously considered 1750-3650. A significant increase on Long Island compared to the 70's is confirmed here as the island is home to the vast majority of the breeding pairs surveyed (865 pairs or 70% of total numbers).
- Red-footed Booby, *Sula sula*: with 2276 couples, the August 2010 population is below the 3170-3240 previously reported. The figures shows the same order of magnitude for Long Island with 1,240 couples in August 2010 where 1800 couples were estimated before, but very different for the three Anchorage islands with 519 couples in August 2010 compared to 1200 couples before.
- Lesser Frigatebird, *Fregata ariel ariel*: with a single colony that concentrate almost the whole population in August 2010 (428 of 472 pairs), Anchorage Islet n° 2 is the main site for this species. Previously, only 40 to 50 pairs were referred to on the three islets of Anchorage, and also 75 pairs on the East Passage Islet. The population in August 2010 is much higher (approximately four times) than what had previously been recorded, but concentrated on one site. The sites occupied in August 2010 are those previously mentioned (islets of Anchorage and Passage). This is consistent with site fidelity amongst colonies, although individually, the birds often change of partners and of breeding site (Nelson, 2005). According to the authors and years, confusion with *Fregata minor* may have occurred, and /or the colony may have been in "resting year".
- Great Frigatebird, *Fregata minor palmerstoni* : with 765 couples, the population is much higher than previously recognized 118-254. Long Island is the main stronghold of the species, with 400 pairs compared to 100-200 couples given before. This increase could be correlated with that of population *Sula leucogaster* on this site, reported by Borsa *et al.* (2010). As with the previous species, this "increase" in numbers may also partly be due to artifacts related to field missions.
- Black Noddy, *Anous minutus*: with 13,655 pairs, the population is less here in August 2010 compared to 18440-19,140 pairs recorded before. Long Island concentrates the largest number (8,875 in August 2010 compared to 6,000 previously reported). The different records for the Anchorage Islets report 12,201 pairs in January 2009 compared to 1562 in this August 2010 study. On Loop Islet (10 couples in August 2010), fluctuating numbers are mentioned according to sources, the period and the years (min: 4 couples in May 1997, max: 1900 couples in February 1993).
- Brown Noddy, *Anous stolidus*: with 10,003 pairs, the population of the August 2010 study is slightly higher than 9,300 couples previously proposed. Long Island had 3,200 couples in August 2010 compared to the 7,100 couples reported in June 2007. Anchorage Islet n°1 was home to 4,820 couples in August 2010. This less visited site located north of the "three Anchorage islets" was not mentioned as a major breeding site before.
- Great Crested Tern, *Thalasseus bergii*: no breeding pairs observed on Loop Islet in this August 2010 study, the previously reported Tern breeding population was estimated to be only 12 to 20 couples on Loop Islet. In August 2010, seven sightings occurred across the archipelago with only small groups of non-breeding (min = 2, max = 27) including two with some individuals in first winter plumage (in all three individuals observed). These numbers may reflect a population of less than 15 breeding pairs for the three young produced in 2009/2010, which would correspond to what is known.
- Sooty Tern, *Onychoprion fuscatus*: with 101,637 pairs, the population in August 2010 is far greater than what was known. The Anchorage islets are home to the largest colonies, that had not been previously detected , except by Gay in 2004, probably because these sites were the least visited combined with the lack of a favorable period to visit. Thus only the 16,000 pairs of Loop Islet had been reported so far (15,637 couples Loop Islet in August 2010). Densities (active nests per m²) are found rather high on the Anchorage Islets n°1, n°3, and n°5 (1.6, 1.8 and 2.5 active nests per m² respectively) with lower densities on Anchorage Islet n°4 and Loop Islet (0.7 and 0.3 active nests per m² respectively). This is probably due to habitat quality, as this species likes very open, semi-naked soil. The vegetation on Loop Islet is of medium to high density with notably a thick cover of *Boerhavia repens*, which is less favorable (Feare *et al.* 1997). The colony on Loop Islet was established where the vegetation was more open. It appears however that breeding pairs numbers of this species have been underestimated in the archipelago until now.
- Fairy Tern, *Sternula nereis exsul*: the 31 couples seen in this August 2010 mission constitute the first quantification of this species population on the study area (see above).
- Black-napped Tern, *Sterna sumatrana*: with 39 couples seen in this August 2010 study, including 38 couples seen on a cay in the Anchorage islets, the population is below the 61-75 pairs known on Loop and Anchorage Islets. This is probably an effect of season as this species is more likely to breed in summer. It should be noted that this Tern has been found breeding along with Fairy Tern in both cases: an isolated couple with 14 Fairy Tern pairs; a colony of 38 pairs alongside eight couples of Fairy Tern.

The community of breeding seabirds in the Chesterfield Islands in August 2010 is identical to that described by Bourne *et al.* (2005) and by Borsa *et al.* (2010) with neither new species nor species' extinction. Significant differences in breeding pairs' numbers may be attributed to several potential explanations:

- An effect of the year 2010: as long-lived species, seabirds typically have significant inter-annual variability in fertility over colonies (e.g. breeding success, number of breeding pairs) in response to environmental variations (Weimerskirch, 2002). A feature especially true for tropical species, living in an unpredictable marine environment. Thus it is difficult to interpret the results presented here, moreover because real long-term monitoring of populations is absent. It may nevertheless be noted that the 2009/2010 austral summer was marked by an ENSO (Météo France, 2010), which could have influenced breeding seabirds. This was demonstrated in the Coral Sea for the Brown Noddy, *Anous stolidus* and Sooty Tern, *Onychoprion fuscatus*. These two species alter their participation in reproductive activities during ENSO events (Devney *et al.* 2009). There is no evidence yet to say that this factor came into play here.
- The methodology used for the ground counts: the effect of counting methods used in the field is such that multiple observers can generate significant differences between results. This is especially true for species with large colonies. It seems particularly difficult to interpret differences observed in *Sula sula* and *Anous minutus*, as the methods involved for the evaluation of numbers and measuring the size of the colonies differ according to the authors. In our case, the use of recent (2009) high resolution images (GeoEye on Google Earth) give us the possibility to refine the calculation for the areas of colonies for three species. On Long Island, we have also GPS points to help correcting the Landsat.
- An effect of islands' vegetation dynamics : there is no long term studies for vegetation on the Chesterfields . Kusser and Suprin (1990) discussed the effects of cyclone Harry in February 1989, which could have devastated the vegetation of Loop Islet. One can wonder about the influence of severe climatic events on the breeding habitat of arboreal nesting species and on their numbers in the medium term, which may partly explain the differences between this August 2010 study and prior years. Specific vegetation dynamics may also play a role.
- Displacement of colonies between the atolls of Chesterfield, Bellona, and Bampton: it is likely that species exploit nesting sites across the three atolls. Among seabirds, moving of all or part of a population of tens to hundreds of kilometers is possible, even common amongst the Laridae (Sadoul, 1997 and 2004;

Coulson, 2002). The Sooty Tern colonies observed in August 2010 may be partly derived from Bampton (20,000 pairs) and Bellona (10,000 pairs; Borsa *et al.* 2010). Frigatebirds shows a weak philopatry at individual scale and a very long breeding cycle (> 1 year), two traits that generate a high proportion of non-breeding individuals within colonies. High inter-annual breeding variation is associated with the desynchronization of cycles among couples within the same colony. The same individual will not have two consecutive breeding because of a very long parental care period: after fledging, the young still be fed by adults for five to 14 months which made a complete breeding cycle of up to nearly two years (from courtship to young complete emancipation; Nelson, 2005). In this context, fluctuations in recruitment are difficult to interpret for the overall site. The occurrence of regular exchanges of individuals between Bampton, Chesterfield and Bellona seems plausible, as frigatebirds have high dispersal abilities (Weimerskirch *et al.* 2004).

- A recruitment from Bampton colonies: this hypothesis seems plausible for the Brown Booby *Sula leucogaster* and Masked Booby *Sula dactylatra* which both shows fidelity to both nest and natal sites (high philopatry) but a fraction of individuals may change of site (O'Neill *et al.* 1996 in Nelson, 2005). The increase in population size recorded in the Chesterfield Archipelago could correspond to the recruitment since the 70's of individuals from Bampton were high populations occurs (i.e. 2,000 couples for *Sula leucogaster*, and 300 for *Sula dactylatra*; Borsa *et al.* 2010). Banding has shown that individuals can breed more than 120 miles from their natal site, notably in the Coral Sea, where birds sometimes change islands (O'Neill *et al.* 1996, in Nelson, 2005).

As they are made of long-lived colonial species, with high dispersal abilities, seabirds' populations can be treated as meta-populations, with individual nuclei showing linked populations dynamics, as it is the case for oceanic islands (Oro *et al.* 1999 ; Oro, 2003; Inschausti and Weimerskirch, 2002). A standardized methodology for long term population monitoring should be implemented. A tagging and banding program, together with satellite tracking of individuals, could provide reliable data on the use of the atoll and surrounding waters by birds. A better understanding of the atolls of Bampton and Bellona, as well as monitoring by remote sensing of oceanographic parameters (biological productivity, surface temperature, others?) are required. These data would allow a monitoring of population dynamics of seabirds' populations in the Chesterfields and to investigate the importance of surrounding oceanic waters for their colonies (food supply).

Conservation Issues

The islands of the Chesterfield /Bampton were identified as IBAs using Birdlife International standardized criteria (Spaggiari et al. 2007). This study confirms this status and provides more details. We can summarize the criteria for defining an IBA by cross referencing informations on the conservation status of species (IUCN Red List) within a site with the global population. In the case of seabirds, the known world breeding pairs' number is the reference. Marine IBA can be define when considering congregation of birds at sea (fishing area, migration, wintering), using thus the estimated total number of individuals.

For Chesterfield, it is first useful to better assess at which scale we work. Currently, the IBA is defined as encompassing both the islands of Chesterfield and Bampton in order to address the seabird populations at this scale (Spaggiari et al. 2007). With the new data available from this study, we propose to change this approach by considering the IBA criteria as relevant at following scales:

- All the islands of the Chesterfield atoll: looking at seabirds' biology, we can consider colonies of the various islands are *a priori* interconnected. They constitute a population for each species, the one of the Chesterfields. Links with Bampton and Bellona remain to be evaluated.

We therefore propose to reassess the ornithological value of the site using the criteria for these two scales. We primarily use our data, supplemented by those of Borsa *et al.* (2010) for Wedge-tailed Shearwater *Puffinus pacificus*. The criteria for defining the IBA are given in the appendix (Birdlife International, 2010a) and population thresholds for the Pacific are applied using Waugh (2010).

The existence of an IBA on Chesterfield atoll is confirmed on the basis of the following criteria presented in descending order of conservation priority (from highest to lowest):

1. Breeding population of the Fairy Tern, *Sternula nereis exsul* - IUCN: Vulnerable: thirty-one breeding pairs in August 2010 on the study area. More than 30 couples, this population represents more than 1% of the total population of the species, currently in the order of 2,000 pairs (BirdLife International, 2010b). This population represents one quarter of the total population of this subspecies, which had all its population in New Caledonia (one proof of reproduction outside the Exclusive Economic Zone of New Caledonia; Musroe and Carter, 2007).
2. Breeding population of the Sooty Tern, *Onychoprion fuscatus* - IUCN: Not threatened, with 101,637 pairs, this population is much greater than 1% of the total population (> 20,000 pairs). Colonies of the Chesterfields represent nearly 80% of the total population currently known in New Caledonia

(Baudat-Franceschi, unpublished data).

3. Breeding population of Brown Booby, *Sula leucogaster* - IUCN: Not threatened: with 1,241 couples, this population is greater than 1% of the total population (> 700 pairs).
4. Breeding population of Red-footed Booby, *Sula sula* - IUCN: Not threatened: with 2,276 couples, this population is greater than 1% of the total population (> 2,000 pairs).
5. Breeding population of the Black Noddy, *Anous minutus* - IUCN: Not threatened: with 13,655 pairs, this population is greater than 1% of the total population (> 5,000 pairs).
6. Breeding population of the Brown Noddy, *Anous stolidus* - IUCN: Not threatened: with 10,003 pairs, this population is greater than 1% of the total population (> 10,000 pairs).
7. Breeding population of Wedge-tailed Shearwater, *Puffinus pacificus* - IUCN: Not threatened, with 33,200-38,200 pairs estimated (Borsa et al. 2010), this population is greater than 1% of the total population (> 16,000 pairs).
8. The concentration of breeding seabirds is more than 10,000 pairs (test A4iii, Birdlife International, 2010a) with around 170,000 pairs of 12 different species making the Chesterfield atoll a site of international importance for seabirds, probably the most important one of the Coral Sea, and a major site for the southwest Pacific (Borsa et al. 2010).

A significant population of one endangered species, six significant populations of other species of seabirds together with a huge seabirds' biomass and high species diversity undoubtedly make the atoll of Chesterfield a site of international and regional value for seabirds and one of the most important IBAs in New Caledonia.

The criteria to identify IBAs in the atoll can help refine the assessment of conservation issues at site' scale, in order to build a management plan. In this August 2010 study, six islets are themselves IBAs, presented here in order of importance (numbers in parentheses are numbers of breeding pairs):

1. Long Island and its southern Cay: 14,732 pairs of eight different species. The threshold of 1% of the total population (criterion A4ii) is exceeded for *Sula leucogaster* (N = 865) and *Anous minutus* (N = 8875). The island hosts the largest colonies in the archipelago for *Sula sula* (N = 1240) and *Fregata minor* (N = 400) and the second largest for *Anous stolidus* (N = 3260). If we add the 26,000 pairs of *Puffinus pacificus* (Borsa et al. 2010), this IBA welcomes more than 40,000 pairs of seabirds from eight different species. For *Sternula nereis exsul*, the threshold criterion A1 (10 couples; Waugh, 2010) is completed (N = 14). This vulnerable taxa breeds on the cay the southern tip's cay (linked to the island at low tide).

2. Anchorage Islet 1: 24,593 pairs of seven different species. One of the largest colonies of Sooty Tern, *Onychoprion fuscatus* Caledonia's EEZ (N = 19 087). The largest colony of Brown Noddy, *Anous stolidus* observed in the archipelago (N = 4820). This small island located north of the "three Anchorage islet" has been infrequently visited during previous missions. Only Gay (2004) mentions a visit in October with colonies totalizing several thousand couples.
3. Anchorage Islet 3: 23,029 pairs of eight different species. The threshold of 1% of the total population (criterion A4ii) is exceeded for *Onychoprion fuscatus* (N = 22,212). It is the second largest colony of this species for the archipelago and the EEZ of New Caledonia. This islet had not been inventoried so far, probably because previous missions in June 1973, October 1977, December 1990, January 1991 and 2009, and May 1997 had focused on "Anchorage Center" (in Borsa et al. 2010). Note that Gay (2004) mentions the presence of the colony in October 2004 with "thousands of breeding pairs".
4. Anchorage Islet 4: 17,824 pairs of seven different species. The threshold of 1% of the total population (criterion A4ii) is exceeded for *Onychoprion fuscatus* (N = 16 447). Gay (2004) mentions the presence of the colony in October 2004 with "thousands of breeding pairs".
5. Anchorage Islet 5: 28,439 pairs of seven different species. The threshold of 1% of the total population (criterion A4ii) is exceeded for *Onychoprion fuscatus* (N = 28 254). This is the largest colony of this species for the archipelago and known for the EEZ of New Caledonia. Gay (2004) mentions the presence of the colony in October 2004 with "thousands of breeding pairs" (he named the island "Terns Island").
6. Loop Islet : 20,000 to 27,000 pairs of eight different species. The threshold of 1% of the total population (criterion A4ii) is exceeded for *Onychoprion fuscatus* (N = 15 795). With N = 6,000 - 11,000 for *Puffinus pacificus* (Borsa et al. 2010), the island hosts one of the largest known colonies of this species in the archipelago.

Six of the ten islands in the archipelago (excluding the cays and sand banks without vegetation) thus fulfill the IBA criteria (Figure 6-3). These sites are priority targets for conservation management of the IBA formed by the Chesterfield atoll as a whole. They require an appropriate management plan which should include: nature reserve (marking colonies' area, no landing on the island, prohibition of all construction), information for fishermen and yachtsmen (information signage on the island; dissemination of a brochure from the known departures points of Noumea and Australia), and implementation of management measures for the colonies (long-term monitoring, adaptive management measures for target species). A management plan for the Chesterfields should be developed with appropriate measures implemented

for each site and species. Such a work has to be done in consultation with key stakeholders of the site and with the approval of the government of New Caledonia.

Currently, the main threats identified are from human disturbance caused by people landing on the islets (e.g. fishermen and yachtsmen) and introduced predators (rodents).

Human disturbance, including involuntary ones, has a negative effect on bird populations that can be compared to that of a supplementary pressure of predation (Frid and Dill, 2002). The atoll is a milestone for many yachtsmen doing circum-world sailing as well as a touristic cruise from New Caledonia, subject to contract among professional sailors. Up to a dozen boats at anchor have been previously observed (fisherman testimony). During the nine days of our mission in August 2010, three boats and one fishing vessel were present or had spent a few days in the archipelago in addition to our ships. Measures to inform and involve yachtsmen in New Caledonia and Australia are needed to raise awareness of the rich birdlife of the site. Professionals skippers, yachtsmen and fishermen should all be involved in the process of the site' conservation management.

Introduced predators are the other main threat. We conducted a trapping campaign during the mission in August 2010 on Long Island (four consecutive nights of trapping with 45 mouse traps and 45 rat traps) and on Loop Islet (one night of trapping with 15 mice and 15 rat traps). Traps (Victor snaptrap model) were arranged in transects of 100 m long with a trap placed at every 25 m. The traps were baited with peanut butter and set in the late afternoon then checked the following morning. No rats were detected. The mouse, *Mus musculus* is present on Long Island, where the species have been reported previously to be observed eating eggs of the Brown Noddy, *Anous stolidus* in June 2007 (Borsa and Boiteux, 2007). These mice may have been introduced in the nineteenth century by whalers, during guano mining period (1879 - 1888), and by two shipwrecks (the Waireta in 1892 and Jessie in 1893; Wikipedia, 2010). All these factors may be responsible for the presence of this rodent on this isolated island. A trapping campaign (rats and mice) conducted in June 2007 on five islands of the archipelago (Long Island; Anchorage Islet 2, 3 and 4; Loop Islet) by SCO had also detected mice only on Long Island (Barré et al. in Baudat-Franceschi, 2009b). Following this 2007 SCO' campaign, work at the molecular level performed on samples from Long Island showed that it is *Mus musculus domesticus*, the house mouse (Vivil-Fare, 2009). The impact of introduced rodents on seabirds is well established and varies by site and species (Jones et al. 2008). The eradication of introduced rodents on oceanic islands home to seabirds colonies is a conservation measure now systematically recommended (Burger and Gochfeld, 1994; Howald et al. 2007). The trapping data collected on Long Island in August 2010 was designed to assess the feasibility of rodents eradication. It is part

of a project to restore seabird populations in the Pacific led by SCO with Birdlife International and the Packard Foundation. To confirm rodent absence from other islets and to prevent any new introduction, all islets should be checked regularly for rodents. In case rodents are discovered, their eradication should be processed. Such actions should be implemented routinely at least for the islands which are IBA themselves.

As Fairy Tern, *Sternula nereis exsul* is threatened, specific measures need to be taken to study its demographics traits (i.e. ringing and color marking program, monitoring of colonies location and breeding performances) and conservation (information for yachtsmen and fishermen, prohibiting access to cays, marking the colonies, specific management to increase breeding success). A restoration plan for *Sternula nereis exsul* in New Caledonia is to be proposed by the SCO. The results of this study demonstrate the critical importance of including the population of the Chesterfield atoll. The large cay south of Long Island is a priority site for the conservation of this species.

Conclusion

This study confirms that the Chesterfield atoll, with 12 breeding species and approximately 170,000 pairs, is a major site for seabirds' conservation in the Pacific. Seabirds are good bio-indicators of marine environment health (Furness and Camphuysen, 1997), including that of resources such as tuna (Le Corre and Jacquemet, 2004, Feare et al. 2007). Protecting and monitoring their populations is therefore of interest beyond pure conservation objectives. Seabirds of the Pacific are under intense pressure due to pollution (Blight and Burger, 1997, Burger and Gochfeld, 2002), industrial fishing (Uhlmann et al. 2005) and climate change (Congdon et al. 2007).

Implementing measures on breeding sites is necessary to facilitate adaptation to increasing global pressures (Devney et al. 2009b). The observed presence of one quarter of the known *Sternula nereis exsul* population (31 couples; IUCN: VU) stresses the urgent need for conservation and management of the Chesterfield Atoll. The atoll's conservation should be based on a legal protection (protected area) together with a management plan.



Photo@ SCO/IBF

Juvenile de frégate ariel *Fregata ariel* / Young lesser frigate bird *Fregata ariel*

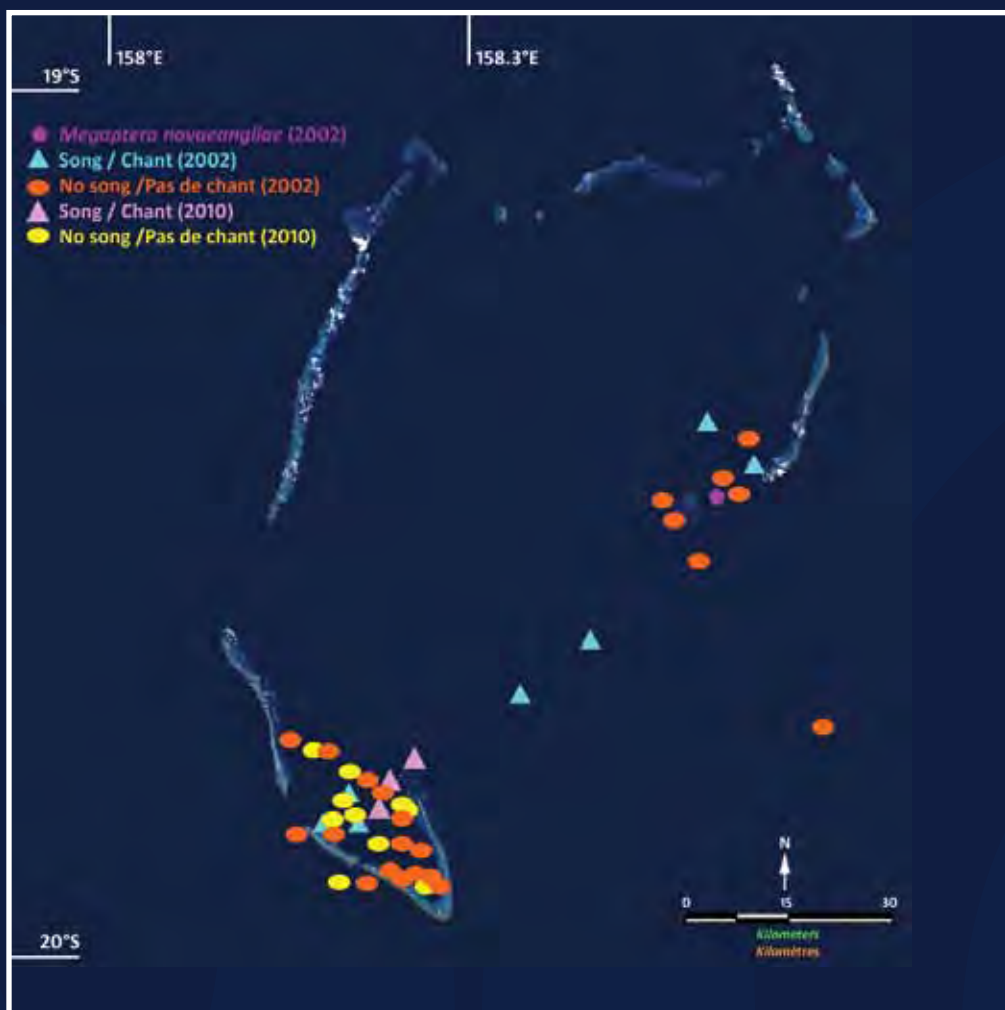


Figure 7-1. Carte générale de la zone d'étude pour la baleine à bosse *Megaptera novaeangliae*, qui inclue les campagnes de 2002 et 2010.

*Figure 7-1. General map of the studied zone for humpback whales *Megaptera novaeangliae*, which includes the 2002 and 2010 surveys.*

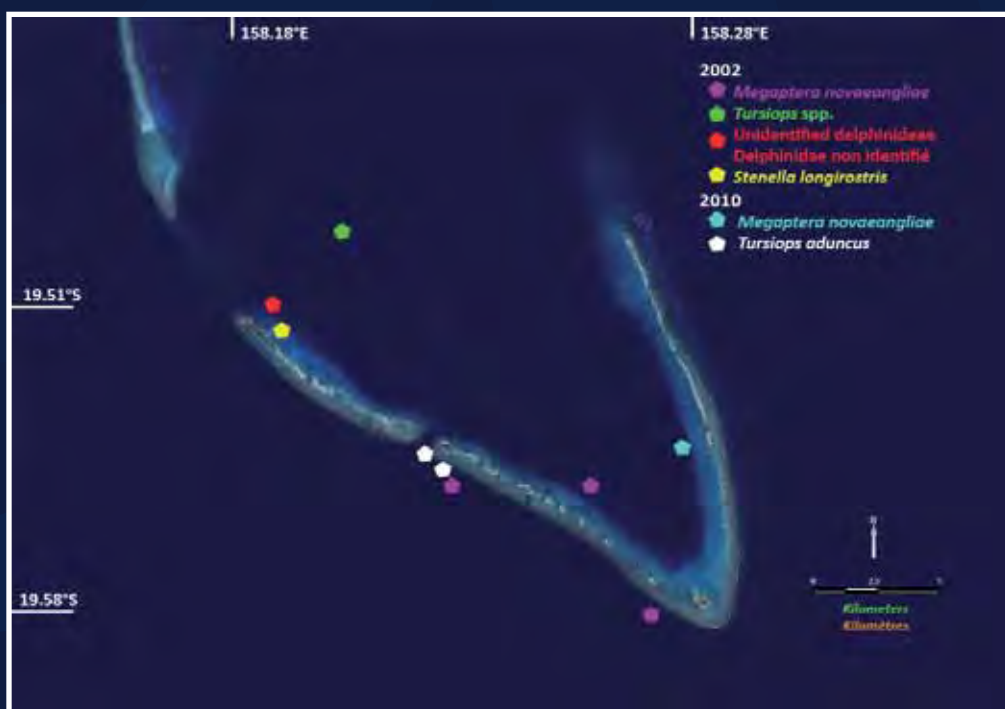


Figure 7-2. Détail de la zone d'étude de CHESTER2010, tous cétacés confondus.

Figure 7-2. Details of the studied area during CHESTER2010, including all cetacean.

RÉSUMÉ

L'ensemble des récifs Chesterfield constitue une zone intéressante pour les cétacés et en particulier les baleines à bosse, *Megaptera novaeangliae*, puisqu'elles y étaient chassées au cours du 19^{ème} siècle. Toutefois, aucune information n'est disponible sur l'état actuel des populations de cétacés dans la région. Dans cet article, nous présentons les résultats de deux études sur les cétacés menées en bateau aux Chesterfield durant les mois d'août 2002 et 2010. La présence de deux espèces de dauphins a été confirmée dans la région, le dauphin Indo-Pacifique (*Tursiops aduncus*) et le dauphin à long bec (*Stenella longirostris*). Les deux études ont également confirmé la présence de baleines à bosse au cours de leur saison de reproduction, au travers d'observations visuelles et de détection acoustique. Cependant, seules cinq observations ont confirmé des baleines à bosse au cours des 67 heures d'études (12 jours d'effort au total). Ces résultats sont quelque peu surprenants au vu des données de chasse au 19^{ème} siècle qui montrent une forte concentration des captures autour des îles Chesterfield pendant les mois d'août et septembre, ce qui suggère une forte densité de baleines dans cette région. La faible densité en baleines observée dans la zone étudiée pourrait être expliquée par deux hypothèses: 1) les baleines à bosse dans le complexe récifal de Chesterfield sont concentrées dans des zones non couvertes au cours de nos études, 2) la population de baleines à bosse qui venait autrefois au Chesterfield pendant la saison de reproduction a été décimée par la chasse aux 19^e et 20^e siècles et ne s'est pas encore reconstituée. Des relevés aériens couvrant l'ensemble de l'archipel des Chesterfield pourrait aider à clarifier l'état actuel des populations de baleines à bosse dans cette région.

ABSTRACT

The Chesterfield Reef complex represents an area of interest for cetaceans, in particular for humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, since the region was a popular whaling ground during the 19th Century. However, no information is available on the current status of cetacean populations in the region. Here, we report on the results of two cetacean boat surveys conducted at the Chesterfields in August 2002 and August 2010. The presence of two dolphin species was confirmed in the area; the Indo-Pacific bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*) and the spinner dolphin (*Stenella longirostris*). Both surveys also confirmed the presence of humpback whales during their breeding season, as shown by visual sightings and acoustical detection. However, only five confirmed observations of humpback whales were made during 67 hours of surveys (12 days effort in total). These results are somewhat surprising considering that 19th Century whaling records show a large concentration of catches around the Chesterfield Islands during the months of August and September, suggesting a high density of whales in the region. The current low density of whales in the surveyed area could be explained by two scenarios: 1) humpback whales in the Chesterfield reef complex are concentrated in areas not covered during our surveys; 2) the population of humpback whales formerly coming to the Chesterfields during the breeding season was depleted by 19th and 20th Century whaling and has not recovered yet. Aerial surveys covering the entire Chesterfield Archipelago could help clarifying the current status of humpback whales in this region.



Plongeur de l'association "Fortunes de Mer" transportant une côte de cétacés trouvées sur les fonds sablonneux en face de l'île Longue, témoignage de la pêche intensive qui s'est perpétrée autour des Chesterfield au XIXème siècle.

Diver of the association Fortunes de Mer' holding a catacean rib found on the sandy bottom opposite to the Long Island, clue of the past intensive whaling which developed in the area during the XIXth century.

Photo@ P. LARUE/FDM

Découverte par l'équipe de "Fortunes de Mer", au Sud de l'île Longue, d'un vestige de chaudron servant à transformer la graisse de baleine en huile.

Discovery by the "Fortunes de Mer" team, in the South of the Long island, of a relic of cauldron that was used for transforming the whale fat into oil.



Photo@ P. LARUE/FDM

Introduction

Le complexe récifal Chesterfield est situé dans le centre de la mer de Corail (19° à 22° S, 158° à 160° E), à mi-chemin entre l'Australie et Nouvelle-Calédonie. Il englobe les récifs Chesterfield et Bellona (Figure 7-1). Les récifs Chesterfield, situé au nord du complexe, sont composés d'une barrière d'atoll interrompue par de larges passes comportant 11 îlots, qui délimitent un vaste lagon couvrant environ 3 500 km² (figure 7-2). Ce lagon est relativement profond avec une profondeur moyenne de 51 m.

Ce vaste ensemble représente un habitat d'intérêt potentiel pour les cétacés, en particulier pour l'hivernage des baleines à bosse qui passent habituellement leur saison de reproduction dans ces latitudes. Les données issues des navires de chasse à la baleine du 19^e siècle confortent cette idée puisque un nombre important de captures ont été effectuées par des navires américains dans la région (Townsend 1935). En fait, le travail de Townsend, basé sur l'étude des journaux de bord donne à penser que l'archipel des Chesterfield aurait pu, avec les Tonga, être l'une des principales zones de chasse à la baleine à bosse dans le Pacifique Sud au cours du 19^{ème} siècle. Selon des articles de journaux anciens, les baleiniers australiens se sont aussi régulièrement rendus dans cette zone à la recherche de baleines, qu'ils ont trouvé en quantité considérable (M. Howard, Comm. Pers.). En 1863, une station de chasse à la baleine a été installée par le capitaine CJ Bennett, ce qui, en dépit de l'éloignement de l'archipel, atteste de l'intérêt particulier de cette région pour les baleiniers. Globalement, ces données indiquent que l'archipel des Chesterfield était une aire de reproduction pour les baleines à bosse car à l'époque, cette espèce était uniquement chassée lors de sa reproduction lorsque les individus étaient suffisamment lents pour être capturés par les bateaux à rames (R. Rhys, Comm. Pers.).

Depuis lors, aucune information n'a été obtenue sur l'état de cétacés dans les eaux des Chesterfield. Les populations de baleines à bosse en Océanie et dans le monde ont été décimées par la chasse aux 19^e et 20^e siècles et ont été réduites à quelques pour cent de leur

taille d'origine (Chapman 1974). Il est probable que la population des Chesterfield ait aussi été touchée, mais on ignore dans quelle mesure. Ici également, l'état actuel de la population est inconnu. Les baleines à bosse se rétablissent dans de nombreuses régions et l'espèce a été récemment requalifiée sur la liste rouge de l'UICN de «vulnérable» à «préoccupation mineure» (Reilly *et al.* 2008). Cependant, cette requalification ne concerne pas les populations de la mer d'Oman et d'Océanie qui ont été maintenues dans la catégorie «en danger» en raison de leur récupération lente voire inexistante (Childerhouse *et al.* 2008). A ce stade, on ne sait néanmoins pas si les baleines à bosse qui peuplent les Chesterfield font partie du stock d'Océanie ou de celui de l'Est Australien (classé comme «préoccupation mineure»).

Nous présentons ici les résultats de deux études d'observation des cétacés menées en bateau aux Chesterfield aux mois d'août 2002 et 2010. Nos objectifs étaient de (1) de confirmer la présence de baleines à bosse dans la région sur la base des informations des journaux de bord des baleiniers, (2) obtenir des renseignements préliminaires sur l'état actuel des baleines à bosse dans les îles Chesterfield, (3) établir le lien entre les baleines à bosse des Chesterfield et les populations voisines de l'Australie à l'ouest et de Nouvelle-Calédonie à l'est, et enfin, (4) fournir des informations préliminaires sur la diversité des cétacés dans la région.

1. Matériel et Méthodes

En 2002, des études ont été menées sur un catamaran de 15 m du 14 au 19 août. Quatre observateurs expérimentés y ont participé. Des observations de surface ont été réalisées tous les jours avec deux observateurs recherchant les baleines, un de chaque côté du bateau. Un observateur était remplacé toutes les heures et la durée d'observation était de 2 heures par personne. L'aire d'observation comprenait la moitié sud du lagon entre les îlots du Mouillage, l'îlot du Passage, l'îlot Loop, et l'île Longue ainsi que l'océan situé à l'ouest de l'île Longue et des îlots du Passage (Figure 7-1).

Les études ont été étendues jusqu'au récif Skeleton situé sur le centre-est du récif des Chesterfield (Figure 7-2). Différentes conditions météorologiques ont été rencontrées, de bonnes à modérées avec des vents de 2 à 5 Beaufort. L'effort d'échantillonnage représente un total de 41 heures d'observation de la surface de la mer sur une distance de 192 mille nautique.

En 2010, des études ont été menées en bateau entre le 10 et le 16 août dans le cadre de la mission CHESTER2010. Il n'y avait aucune plate-forme de recherche dédiée au travail sur les cétacés au cours de cette mission et, par conséquent, l'effort d'échantillonnage a été surtout opportuniste. Toutefois, six études ont été menées à partir d'un catamaran de 13 m, un thonier de 18 m ou un canot en aluminium de 5 m, avec un total de 26 heures d'observation, sur une distance de 155 milles nautique. En raison de la disponibilité limitée en bateau, l'effort d'échantillonnage a été limité à la barrière de corail à l'intérieur et l'extérieur de la pointe sud du récif des Chesterfield (Figure 7-2). Les observations ont été généralement faites avec deux observateurs de chaque côté du bateau. Quatre sessions d'observations fixes ont été réalisées par un observateur avec des jumelles les 10, 11, 12 et 13 août à partir de positions d'ancrage (Figure 7-2). Les conditions météorologiques sur site ont été bonnes à très bonnes, ne dépassant jamais 3 Beaufort (à l'exception de 4 Beaufort le jour de l'arrivée).

Au cours des deux campagnes, des enregistrements acoustiques sous-marins ont été régulièrement effectués pour capter des chants de baleines à bosse ou des sons d'autres cétacés. Un hydrophone a été plongé dans l'eau à environ 10 m de profondeur pendant des périodes de cinq minutes.

2. Résultats

2.1 Les baleines à bosse

En 2002, les baleines à bosse ont été rencontrées sur deux des six jours de campagne (figure 7-2). Quatre groupes ont été suivis, dont deux à l'intérieur du lagon et deux dans l'océan. Toutefois, seulement deux d'entre eux ont pu être approchés. Dans trois autres cas, des activités de surface ont été observées (souffles), mais l'animal n'a pas été vu. Les groupes sociaux observés ont été les suivants: une baleine solitaire, une paire d'adultes et deux paires mère-veau. Un total de 33 déploiements acoustiques a été réalisé durant la campagne, et des chants ont été entendus au cours de sept d'entre eux (21%) (figure 2). Seul un chant a été assez clair, mais pas de qualité suffisante, pour être enregistré, il était à l'extérieur du lagon sur le récif sud Chesterfield où la profondeur est supérieure à 100 m.

En 2010, une seule observation d'une baleine à bosse a été faite au cours de la première journée sur le site lors d'une observation depuis la position d'ancrage (Figure

7-1). La baleine se déplaçait à l'intérieur du récif, à une profondeur d'environ 50 m. Seuls des plans de la nageoire dorsale ont été obtenus. En plus de cette observation, des baleines à bosse ont été détectées acoustiquement à quatre reprises lors des enregistrements sous-marins (29%, $n = 14$), confirmant la présence de l'espèce (Figure 7-2). Malheureusement, les chants étaient trop faibles pour être enregistrés avec une qualité suffisante.

Aucun échantillon génétique ainsi qu'aucune photo des nageoires caudales n'ont pu être recueillis au cours de ces deux campagnes, ce qui ne nous a pas permis d'identifier des individus communs entre les Chesterfield et les aires de reproduction voisines.

2.2 Autres cétacés

En 2002, trois observations de delphinidés ont été faites. Un groupe de dauphins à long bec, *Stenella longirostris*, a été rencontré le 17 août. Des activités sociales ont été observées (pirouettes). Un groupe de cinq *Tursiops spp* a été observé le 18 août dans le lagon à une profondeur de 37 m. L'espèce n'a pas été identifiée avec certitude, mais leur petite taille et la forme de leur bec suggèrent qu'ils appartiennent à l'espèce *T. aduncus*. Un autre groupe de delphinidés non identifiés (<10 personnes) a été observé dans le lagon le 17 août.

En 2010, deux groupes de grands dauphins de l'Indo-Pacifique, *T. aduncus* (un adulte et un couple mère-veau), ont été observés dans le lagon à proximité de l'îlot du Passage, le 15 août. L'espèce a été identifiée et distinguée de *T. truncatus* suite à l'observation de taches ventrales sur l'un des individus, la petite taille des adultes (environ 2,5 m), une grande nageoire dorsale par rapport à la taille du corps, la pointe blanchâtre sur le rostre ainsi que les formes du melon et du rostre (Wang et Yang 2009). Plusieurs photos ont été prises confirmant certaines de ces caractéristiques extérieures.

3. Discussion

La combinaison de ces deux expéditions confirme la présence de baleines à bosse dans les récifs des Chesterfield pendant la saison de reproduction dans l'hémisphère sud. Elle révèle également qu'au moins deux espèces de dauphins utilisent ces récifs. La présence des dauphins n'est pas surprenante puisque cette espèce est largement distribuée dans la zone tropicale/sub-tropicale et se trouve généralement près des îles et récifs de la région océanienne (Miller 2007). Il était cependant plus surprenant de trouver des grands dauphins de l'Indo-Pacifique dans un lieu aussi isolé. En effet, cette espèce est répartie le long de la côte est de l'Australie ainsi que dans les îles Salomon et la Nouvelle-Calédonie, mais ils sont strictement côtiers dans leur distribution et le plus souvent associés à des eaux relativement peu profondes (Wang et Yang 2009). Il est donc surprenant de les observer aux Chesterfield alors que l'archipel est

entouré par de grandes étendues d'eaux profondes océaniques (> 1 000 m) à l'ouest (l'Australie est à environ 600 km), au nord (les Iles Salomon à 800 km) et de l'Est (la Nouvelle-Calédonie à 400 km). Ceci suggère que la colonisation de la Chesterfield par cette espèce a nécessité une migration à grande échelle dans les eaux océaniques.

La présence de couples mère-veau et de chanteurs suggère que cette zone est utilisée pour la reproduction. Les baleines à bosse ont été trouvées en faibles concentrations par rapport aux lieux de reproduction connus de l'Océanie et où le taux de rencontres est élevé en août. Par exemple, en Nouvelle-Calédonie, 99 groupes ont été rencontrés en 23 jours soit un total de 193 heures d'effort en août 2010 (Garrigue, données non publiées), ce qui contraste fortement avec les cinq groupes rencontrés pendant les 67 heures de travail présentées ici (0,5 groupe / heure en Nouvelle-Calédonie contre 0,07 groupe / heure dans les Chesterfield). Ces résultats sont quelque peu surprenants compte tenu des données de chasse du 19^{ème} siècle qui montrent une forte concentration des captures aux récifs Chesterfield pendant les mois d'août et septembre (Townsend 1935). Sachant que les campagnes ont été menées à cette même saison, la saisonnalité ne peut pas être avancée comme une explication possible de l'absence d'observations au cours de ces campagnes. En outre, le nombre de baleiniers venant du monde entier et ce, malgré les dangers de la navigation dans ces eaux (comme le prouvent les multiples épaves le long des récifs), ainsi que l'installation d'une station de chasse à la baleine sur l'île Longue, suggèrent que la région était très probablement fréquentée par un nombre important de baleines.

Au moins deux hypothèses pourraient expliquer le faible nombre d'observations au cours de ces deux expéditions: 1) les baleines à bosse dans les îles Chesterfield sont concentrées dans des zones non couvertes par nos campagnes, ou 2) la population de baleines à bosse venant aux Chesterfield au cours de la saison de reproduction a été épuisée par la chasse au cours des 19^e et 20^e siècles et ne s'est pas reconstituée.

Le scénario 1), qui suggère la présence de baleines à bosse dans des domaines inexplorés, est tout à fait possible compte tenu qu'une grande partie de l'ensemble récifal n'a pas été couvert au cours de nos campagnes, notamment les récifs Bellona. En effet, en raison de contraintes logistiques notre effort a porté essentiellement sur le lagon et dans la partie sud des Chesterfield. Le journal de bord du HMS Herald, qui a étudié la zone en 1858-1860, indique que des baleines (généralement à bosse et cachalots) étaient présentes autour de toutes les îles de la zone, mais apparemment plus fréquentes à l'extrémité sud des récifs Bellona (Bourne *et al.* 2005). Nous notons également que le récif Bellona offre un lagon plus ouvert sur l'océan que celui des Chesterfield, une caractéristique qui pourrait conduire à

une préférence des baleines à bosses pour le premier. Pourtant, des notes de Townsend sur les journaux de bord des baleiniers montrent que les baleines étaient capturées dans différentes zones de l'ensemble récifal, y compris les bancs des Chesterfield (baleines capturées : n = 27), les bancs Bampton (n = 18) et Bellona (n = 16) (T. Smith, Comm. Pers.), ce qui suggère donc que la zone étudiée lors de nos campagnes correspondait aux zones dans lesquelles les baleines étaient présentes. Cela n'est pas surprenant puisque les Chesterfield présentent toutes les caractéristiques d'un habitat favorable pour la reproduction des baleines à bosses en terme de profondeur et de température de l'eau (Smultea 1994, Johnston *et al.* 2007) et bien qu'étant plus fermé que le lagon de Bellona, il reste relativement ouvert sur sa partie orientale. Par conséquent, le scénario 1) ne semble pas être pleinement satisfaisant pour expliquer la faible concentration de baleines observées au cours des campagnes de 2002 et 2010.

Le scénario 2) suggère que les baleines à bosse des Chesterfield ont été quasiment exterminées par l'industrie baleinière et qu'elles n'ont pas encore récupéré un niveau significatif. Les baleines à bosse en Océanie ont d'abord été ciblées par les baleiniers sur leurs aires de reproduction au cours du 19^e siècle, la capture a porté sur 3 000 individus environ (Richards 2000). Au cours du 20^e siècle, l'industrie baleinière dans l'hémisphère sud, ainsi que la chasse illégale des soviétiques, s'est concentrée sur les aires d'alimentation en Antarctique et a donné lieu à un plus grand nombre de baleines à bosse capturées, de l'ordre de 70 000 individus (Clapham *et al.* 2009). La population de l'Océanie a été profondément affectée et les baleines à bosse ont été proches de l'extinction dans certaines régions comme aux îles Fidji, qui sont historiquement connues pour abriter une forte concentration de baleines lors de la reproduction (Paton & Clapham 2002). Par conséquent, le scénario 2) apparaît comme une explication raisonnable pour expliquer le faible nombre d'observations faites au cours de nos campagnes. Nous notons cependant que cette hypothèse n'est pas exclusive du scénario 1). En effet, l'épuisement des populations de baleines à bosse dans les îles Chesterfield aurait pu entraîner la réduction ou le déplacement des aires de reproduction et pourrait expliquer nos résultats. Des groupes de baleines pourraient être trouvés dans d'autres parties de l'ensemble récifal telles que les récifs Bellona, des récifs isolés ou des monts sous-marins de la zone. Cette hypothèse est étayée par les résultats d'un programme de marquage satellite récent (Garrigue *et al.* 2011) qui ont montré que deux baleines à bosse marquées en Nouvelle-Calédonie ont nagé directement au sud de l'ensemble récifal des Chesterfield et sont restées pendant quelques jours autour du mont sous-marin « Capel » situé à 25° S et 159°4'E (Figure X).

Le peu de rencontres avec des baleines à bosse, ainsi que les conditions météorologiques défavorables en 2002,

nous ont empêchés de prendre des photos de nageoires caudales afin de permettre la photo-identification et des échantillons de peau pour analyses génétiques. Par conséquent, il a été impossible d'aborder la question de la connectivité entre les baleines à bosse des Chesterfield et les aires de reproduction entourant la Nouvelle-Calédonie et du corridor de migration est de l'Australie. Ces données seront essentielles pour établir si les baleines à bosse des Chesterfield appartiennent au stock est de l'Australie E1, qui est en augmentation de 10% par an (Noad *et al.* 2008), ou si elles appartiennent au sous-stock menacé E2 de Nouvelle-Calédonie (Childerhouse *et al.* 2008). Elles pourraient aussi constituer un stock distinct.

D'autres recherches sont nécessaires pour clarifier le statut des baleines à bosse dans les Chesterfield, mais des contraintes logistiques pour mener des campagnes en bateau dans cette région éloignée et très exposée sont très lourdes (très peu de sites d'ancrage sécurisés). Couvrir toute la région nécessiterait un navire imposant et coûteux. D'autres stratégies consisteraient à effectuer des relevés aériens pour détecter les concentrations de baleines dans la zone ou à fixer un système acoustique. Cependant, les campagnes en bateau seront toujours nécessaires pour obtenir les données nécessaires qui permettront d'établir l'identité des stocks de baleines à bosse des Chesterfield.

Remerciements

Nous tenons à remercier E. Clua de nous avoir invités à participer à l'expédition 2010, grâce à l'appui financier du CRISP et du PROE. Merci à J.-C. Toison, Y. Ducreux et V. Pérard pour avoir mis à disposition leurs catamarans pour effectuer nos observations. Nous tenons à remercier R. Rhys, M. Howard et T. Smith pour les informations sur la chasse à la baleine au 19^e siècle. Merci à R. et D. Dodemont Boillon pour leur assistance sur le terrain. Merci à R. Constantine pour l'examen de ce manuscrit.

Bibliographie

- Bourne W.R.P., David A.C.F., McAllan I.A.W. (2005) The birds of the southern Coral Sea including observations by HMS Herald in 1858-60. *Atoll Res. Bull.* 541:237-263
- Chapman D.G. (1974) Status of Antarctic rorqual stocks. In: Schevill WE (ed) *The whale problem*, Harvard University Press, Cambridge, MA, p 218-238
- Childerhouse S., Jackson J., Baker C.S., Gales N., Clapham P.J., Brownell Jr. R.L. (2008) *Megaptera novaeangliae* (Oceania subpopulation). In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>
- Clapham P., Mikhalev Y., Franklin W., Paton D., Baker C.S., Ivashchenko Y.V., Brownell R.J. (2009) Catches of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, by the Soviet Union and other nations in the Southern Ocean, 1947-1973. *Mar. Fish. Rev.* 71:39-43
- Garrigue C., Clapham P., Gales N., Geyer Y., Oremus M., Zerbini A. (2011) Oceanic seamounts: a new humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) habitat discovered using satellite tagging. Fourth International Symposium on Bio-logging, 14-18 March 2011, Tasmania, Australia
- Johnston D.W., Chapla M.E., Williams L.E., Mattila D.K. (2007) Identification of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) wintering habitat in the NorthWestern Hawaiian islands using spatial habitat modelling. *Endangered Species Research* 3:249-257
- Miller C. (2007) Current state of knowledge of cetacean threats, diversity, and habitats in the Pacific Islands Region. Report by the Whale and Dolphin Conservation Society
- Noad M.J., Dunlop R.A., Paton D., Cato D.H. (2008) An update of the east Australian humpback whale population (E1) rate of increase. Report to the scientific committee of the International Whaling Commission. SC/60/SH31:13pp
- Paton D., Clapham J.P. (2002) Preliminary analysis of humpback whale sighting survey data collected in Fiji, 1956-1958. Paper SC/54/H7 presented to the IWC Scientific Committee, May 2002 (unpublished):6pp
- Reilly S.B., Bannister J.L., Best P.B., Brown M., Brownell Jr. R.L., Butterworth D.S., Clapham P.J., Cooke J., Donovan G.P., Urbán J., Zerbini A.N. (2008) *Megaptera novaeangliae*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>
- Richards R. (2000) How many whales were killed in the EEZs of Pacific Forum Nations? Report to the Ministry of Foreign Affairs, Wellington:20pp
- Smultea M.A. (1994) Segregation by humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) cows with a calf in coastal habitat near the island of Hawaii. *Can. J. Zool./Rev. Can. Zool.* 72:805-811
- Townsend C.H. (1935) The distribution of certain whales as shown by log book records of American whaleships. *Zoologica* 19:1-50
- Wang J.Y., Yang J.-C. (2009) Indo-Pacific bottlenose dolphin, *Tursiops aduncus*. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals*, Elsevier, Inc., San Diego, California.

Introduction

The Chesterfield reef complex is located in the central Coral Sea (19° to 22°S, 158° to 160°E), halfway between Australia and New Caledonia. It encompasses the Chesterfield and the Bellona reef complexes (Figure 7-1). The Chesterfield's, located north of the complex, comprises 11 islets which form a lagoon surrounded by a barrier reef interrupted by wide passes covering approximately 3,500 km² (Figure 7-2). The lagoon is relatively deep with a mean depth of 51 m.

This vast complex represents a potential habitat of interest for cetaceans, in particular for wintering humpback whales that typically spend their breeding season in these latitudes. Records from the 19th Century whaling ships support this idea since a substantial number of catches were made by US ships in the region (Townsend 1935). In fact, Townsend's work based on logbook records suggests that the Chesterfield Archipelago could have been, along with Tonga, one of the main whaling grounds for humpback whales in the South Pacific during the 19th Century. According to old newspaper articles, Australian whalers also regularly visited the area in search of whales, which they found with considerable success (M. Howard, pers. comm.). In 1863, a whaling station was set up by Captain C. J. Bennett despite the remoteness of the Archipelago, attesting to the particular interest in this region for whalers. Altogether, these data point to the Chesterfield's as an historical breeding ground for humpback whales since at the time, this species was only targeted on its breeding grounds where whales were slow enough to be caught by small rowing boats (R. Rhys pers. comm.).

Since then, no information has been obtained on the status of cetaceans in the waters of the Chesterfield's. Humpback whale populations in Oceania and around the world have been depleted by 19th and 20th Century whaling, driving the species to a few percent of its original size (Chapman 1974). It is likely that the population using the Chesterfield's was impacted as well, but it is not known to what extent. Similarly, the current state of the population is unknown. Humpback whales are recovering in many areas and the species was recently down-listed on the IUCN Red list of threatened species from 'vulnerable' to 'least concern' (Reilly *et al.* 2008). However, this is with the exception of the Arabian Sea and Oceania populations which have been upgraded to 'endangered' due to no, or at least

slow, recovery (Childerhouse *et al.* 2008). At this stage, it is not known whether the humpback whales inhabiting the Chesterfield's are part of the Oceania stock or part of the healthier East Australian population (classified as 'least concerned').

Here we report on the results of two boat surveys dedicated to observing cetaceans in the Chesterfield's in August 2002 and August 2010. Our goals were to (1) confirm the presence of humpback whales in the area as suggested from whalers' logbooks, (2) obtain preliminary information on the current status of humpback whales in the Chesterfield's, (3) establish the link between Chesterfield humpback whales and the neighboring populations of Australia to the west and New Caledonia to the east, and finally, (4) provide preliminary information on cetacean diversity in the area.

1. Material & Methods

In 2002, dedicated boat surveys were undertaken from the 14th to 19th of August on a 15 m sailing catamaran. Four experienced observers were present. Sea observation was carried everyday with two observers searching for whales, one on each side of the boat. Every hour one observer changed and the duration of the legs were two hours per observer. The southern half of the lagoon between Anchorage islets, Passage Islet, Loop Islet, and Long island were surveyed as was the open ocean situated west of ile Longue and îlots du Passage (Figure 7-1). Surveys were also conducted all the way to caye Skeleton located on the centre east of the reef (Figure 7-2). Different weather conditions were encountered from good to moderate in sea states of Beaufort 2–5. The sampling effort represents a total of 41 hours of sea survey for a distance of 192 nm surveyed.

In 2010, boat surveys were undertaken between the 10th and 16th August as part of a multidisciplinary research project. There was no dedicated research platform for cetacean work during this mission and therefore, effort was partly opportunistic. However, six surveys were conducted from a catamaran sail boat (13 m), a tuna fishing boat (18 m) or an aluminum dinghy (5 m), with a total of 26 hours of observation, covering a distance of 155 nm. Because of limited boat availability, effort was restricted to the inside and outside barrier reef at the southern point of the Chesterfield Reef (Figure Z).

Observations were usually made with two observers searching on each side of the boat. Four sessions of fixed observations were conducted by one observer with binoculars on the 10th, 11th, 12th and 13th August from anchorage positions (Figure Z). Weather conditions were very good to good during the whole time on site, never exceeding Beaufort 3 for sea state (except a Beaufort 4 on the day of arrival).

During both surveys, underwater acoustic recordings were regularly conducted to search for humpback whale song or other cetacean sounds. A hydrophone was dipped in the water at about 10 m depth for bouts of five minutes.

2. Results

2.1 Humpback whales

In 2002, humpback whales were encountered on two of the six days of the survey (Figure 7.1). Four groups were followed, including two inside of the lagoon and two in the open ocean outside of the barrier reef. However, only two of them could be approached. In three other cases some surface activities were observed (breach) but the animal was not seen. The social groups observed were: a solitary whale, a pair of adults and two mother-calf pairs. A total of 33 acoustic deployments were conducted during the survey, and song was heard during seven of them (21%) (Figure 7.2). Only one of the songs was clear enough but not of sufficient quality to be recorded; it was outside of the lagoon on the south Chesterfield reef where the depth was greater than 100 m.

In 2010, only one observation of a single humpback whale was made; it was during the first day on site while conducting an observation from anchorage position (Figure 1). The whale was travelling within the reef, at a depth of about 50 m. Only shots of the dorsal fin were obtained. In addition to this observation, humpback whales were acoustically detected on four occasions during underwater recordings (29%, $n = 14$), confirming the presence of the species (Figure 7.2). Unfortunately, songs were too weak to be recorded with sufficient quality.

No genetic samples or fluke photographs could be collected during the course of these two surveys preventing us from looking for capture-recapture events between Chesterfields and neighboring breeding grounds.

2.2 Other cetaceans

In 2002, three sightings of delphinidae were made. A group of spinner dolphins, *Stenella longirostris*, was encountered on the 17th August. Social activities were observed (spin). A pod of five *Tursiops* spp. was observed on the 18th of August in the lagoon on 37 m depth. The

species was not conclusively identified but their small size and the shape of their beak suggest that they belong to the *T. aduncus* species. Another group of unidentified delphinids (<10 individuals) was observed in the lagoon on the 17th of August.

In 2010, two groups of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *T. aduncus* (one single and one mother-calf pair), were observed within the lagoon near îlot Passage, on the 15th August. The species was identified and distinguished from *T. truncatus* based on visual observation of ventral spotting on one of the individual, small size of the adults (about 2.5 m), large dorsal fin relative to body size, whitish tip of the rostrum and shape of the melon and rostrum (Wang & Yang 2009). Several photographs were taken confirming some of these external features.

3. Discussion

Combination of these two expeditions confirms the presence of humpback whales in the Chesterfield Reef complex during the Southern Hemisphere breeding season. It also reveals that at least two dolphin species are using the reef complex. The presence of spinner dolphins is not surprising as this species is widely distributed in the tropical/sub-tropical area and is typically found near islands and reefs across the Oceania region (Miller 2007). On the other hand, it was less expected to find Indo-Pacific bottlenose dolphins in such a remote place. Indeed, this species is distributed along the east coast of Australia as well as in Solomon Islands and New Caledonia but they are strictly coastal in distribution and usually associated to relatively shallow waters (Wang & Yang 2009). It was therefore surprising to observe them in the Chesterfield's considering that the archipelago is surrounded by large stretches of deep oceanic waters (>1,000 m) to the west (Australia is ~600 km away), north (Solomon Islands are ~800 km away) and east (New Caledonia is ~400 km away). This suggests that the colonization of the Chesterfield's by this species has required long-scale migration(s) across oceanic waters.

The presence of mother and calf pairs and male singers suggest that this area is used for reproduction. Humpback whales were found in low concentrations in comparison to known breeding grounds of Oceania, where encounters rate is high in August. For instance, in New Caledonia, 99 groups were encountered during 23 days totaling 193h of effort in August 2010 (Garrigue, unpubl. data), which strongly contrasts with the five group encounters during the 67 hours of effort reported here (0.5 group/hour in New Caledonia against 0.07 group/hour in the Chesterfield's). These results are somewhat surprising considering the 19th Century whaling records shows a large concentration of catches around the Chesterfield reef complex during the months of August and September (Townsend 1935), discounting seasonal effect as a potential

explanation for the lack of sightings during our surveys. Furthermore, accounts of whaling ships coming from around the world, despite the dangers of navigating these waters (as proven by multiple ship wrecks along the reefs), and the settlement of a whaling station on Long Island, suggest that the area was most likely used by a substantial number of whales.

At least two scenarios could explain the low number of sightings during these two expeditions: 1) humpback whales in the Chesterfield's are concentrated in areas not covered by our surveys; or 2) the population of humpback whales coming to the Chesterfield's during the breeding season was depleted by whaling during the 19th and 20th Centuries and has not recovered yet.

Scenario 1), suggesting the presence of humpback whales in unexplored areas, is quite possible considering the large portion of the reef complex that was not covered during our surveys, including the Bellona reefs. Indeed, because of logistic limitations our effort was mainly focused within the lagoon and in the southern part of the Chesterfield's. The log of HMS Herald, which surveyed the area in 1858-60, indicates that whales (mostly humpback and sperm) occurred around all the islands of the region but that, apparently, they were most common at the south end of the Bellona Reefs (Bourne *et al.* 2005). We note also that the Bellona Reef offers a lagoon more open to the ocean than the Chesterfield's, a characteristic that might drive humpback whales preferentially toward the first. Yet, Townsend's notes from two whalers logbooks show that whales were caught in various areas of the reef complex, including the Chesterfield banks (i.e., the surveyed area; $n = 27$ whales caught), the Bampton Shoals ($n = 18$) and the Bellona Shoals ($n = 16$) (T. Smith, pers. comm.), suggesting therefore that the surveyed area was also an area of choice for finding whales. This is not unexpected considering that the Chesterfield's present all the characteristics of a suitable habitat for breeding humpback whales in term of depth and water temperature (Smultea 1994, Johnston *et al.* 2007) and that despite being closer that the Bellona Reef lagoon, it remains relatively open on its Eastern part. Therefore, scenario 1) appears not to be fully satisfactory to explain the low concentration of whales observed during the 2002 and 2010 surveys.

Scenario 2) suggests that Chesterfield's humpback whales were depleted by whaling industry and have not recovered yet. Humpback whales in Oceania were first targeted by whalers on their breeding grounds during the 19th century, catching maybe as many as 3,000 individuals (Richards 2000). During the 20th century, the whaling industry as well as the illegal Soviet whaling in the Southern Hemisphere concentrated on the feeding grounds in Antarctica catching a much greater number of humpback whales, in the order of 70,000 individuals (Clapham *et al.* 2009). The Oceania population was deeply impacted and humpback

whales almost disappear from some regions such as Fiji, which were historically known to sheltering high concentration of breeding whales (Paton & Clapham 2002). Therefore, scenario 2) appears as a reasonable potential explanation to the low number of sightings made during our surveys. We note however, that this hypothesis is not exclusive of scenario 1). Indeed, the depletion of humpback whales in the Chesterfield's could have resulted in the reduction or re-localization of the historical breeding ground explaining our results. Concentration of whales could be found in other parts of the reef complex such as the Bellona Reefs, isolated reefs or seamounts in the area. This is supported by results from a recent satellite tagging program (Garrigue *et al.* 2011) which have shown that two humpback whales tagged in New Caledonia swam directly to the south of the Chesterfield Reef Complex and stayed for a few days around the "Capel" seamount located at 25°S – 159°4'E (Figure X).

The few encounters with humpback whales, as well as the meteorological conditions encountered in 2002, prevented us from collecting photographs of fluke for photo-identification purpose and skin samples for genetic analyses. Therefore, we were unable to address the question of connectivity between the Chesterfield humpback whales and the surrounding breeding grounds of New Caledonia and migratory corridor of East Australia. Such data will be critical in establishing if Chesterfield humpback whales belongs to the East Australia stock E1, which is increasing of 10% a year (Noad *et al.* 2008), or if they belong to the endangered New Caledonian sub-stock E2 (Childerhouse *et al.* 2008). They could also form a separate stock.

Further research is needed to clarify the status of humpback whales in the Chesterfield's but logistical constraints to conduct boat surveys in this remote and very exposed area are very heavy (very few safe anchorage sites). Covering the whole region would require a large and expensive live-aboard vessel. Others strategies would consist in conducting aerial surveys to detect whale concentrations in the area or using anchoring acoustic system. However, dedicated boat surveys will still be needed to obtain the necessary data that will allow establishing stock identity of Chesterfield humpback whales.

Acknowledgments

We would like to thanks E. Clua for inviting us to participate to the 2010 expedition, through funding support from CRIPS and SPREP. Thanks to J.-C. Toison, Y. Ducreux and V. Pérard for giving access to their catamarans to conduct surveys. We would like to thanks R. Rhys, M. Howard and T. Smith for sharing their knowledge on the 19th Century whaling. Thanks to R. Dodemont and D. Boillon for field assistance. Thanks to R. Constantine for reviewing this manuscript.



Photo : T. Vignaud

Taxon	Biodiversité	Niveau des stocks/Populations	Besoin en gestion	Etudes complémentaires
Coraux	171 espèces répertoriées dont 24 nouvelles pour les Chesterfield, portant le total à 219 espèces (sur 401 en Nouvelle-Calédonie)	- Etat général des biotopes satisfaisant - Quelques affections très ponctuelles - Quelques développements algaux aux abords des îlots, favorisés par les apports en phosphates issus du lessivage des déjections aviaires - Prédation par <i>Acanthaster</i> limitée	Aucun besoin précis identifié	Missions à caractère scientifique pour étudier la diversité spécifique sur une plus grande zone et suivre la résilience des coraux en dehors d'une activité humaine stressante pour ces animaux (zone témoin par rapport aux effets du changement climatique)
Invert-ébrés	13 espèces d'holothuries 4 espèces de bénitiers géants 1 troca vrai (<i>Trocas niloticus</i>) et un faux troca (<i>Tectus pyramis</i>)	- Une holothurie (<i>Bohadschia vitiensis</i>) largement dominante, à intérêt commercial moyen. Les autres en faibles densités. - Une espèce de bénitier dominante (<i>Tridacna maxima</i>) en densité moyenne à faible (en fonction des endroits) - Le seul troca avec une valeur commerciale est quasi absent	- Interdiction stricte sur le troca - Mise en place de quotas sur les holothuries et bénitiers	Campagne d'évaluation de la ressource étendue aux récifs de Bampton et Bellona et à des profondeurs > 12 m afin d'affiner la politique des quotas
Poissons	162 espèces répertoriées dont 37 nouvelles pour les Chesterfield portant le total des espèces de 795 à 832 espèces (sur 1695 en Nouvelle-Calédonie)	- Biomasse générale des poissons à intérêt commercial moyenne - Densité générale des poissons à intérêt commercial faible - Faiblesse des densités en espèces à forte valeur commerciale type Lethrinidae (malgré un biotope très favorable) et Carangidae - Densités importantes en espèces de Scaridae, Acanthuridae et Siganidae, à valeur commerciale limitée	Interdiction de toute forme de pêche à caractère commercial, au moins sur la zone étudiée au cours de CHESTER2010	Missions à caractère scientifique pour se pencher sur la diversité spécifique et les phénomènes de connectivité ou d'auto-recrutement
Grands requins	Absence du requin blanc (<i>Carcharodon carcharias</i>), du requin bouledogue (<i>Carcharhinus leucas</i>), du grand requin marteau (<i>Sphyrna mokkaran</i>) et présence du requin tigre (<i>Galeocerdo cuvier</i>)	- Requins tigres en densité satisfaisante et taille moyenne importante - Pas d'effet notable d'une pêche potentielle des requins tigre	Interdiction totale de pêche au requin avec mesures pour une application stricte de l'interdiction	- Campagne de récupération des données acoustiques de mouvements des grands requins pour l'étude sur la connectivité régionale en mer de Corail & extension du réseau d'enregistreurs passifs - Campagne de marquage complémentaire des grands requins (toutes espèces confondues)
Requins de récif	Présence de 4 espèces, pointe noire (<i>Carcharhinus melanopterus</i>), corail (<i>Triaenodon obesus</i>), gris (<i>C. amblyrhynchos</i>) et pointe blanche des passes (<i>C. albimarginatus</i>)	- Requins gris en faible densité et tailles moyennes réduites - Requins pointes blanches des passes en faible densité et tailles moyennes réduites - Requin corail en faible densité et tailles moyennes réduites - Requins pointes noires en faibles densités et taille moyenne normale - Probable pêche intensive récente (2-3 ans) des requins de récifs	Interdiction totale de pêche au requin avec mesures pour une application stricte de l'interdiction	- Campagnes complémentaires de prélèvements génétiques sur les requins de récifs pour une évaluation de la résilience des populations et de la connectivité avec le reste de la mer de Corail - Comptages sous-marins étendus aux zones adjacentes des Chesterfield-Bampton et Bellona
Oiseaux	- Total de 24 espèces observées dont 5 espèces nouvelles pour les Chesterfield 1ère mention calédonienne pour la Sterne hansel <i>Gelochelidon nilotica macrotarsa</i> (sous espèce australienne). - Confirmation d'une population nicheuse de Sterne néréis <i>Sternula nereis exsul</i>, taxon auparavant considéré endémique du lagon de la Grande Terre	- Diversité spécifique stable par rapport aux données antérieures - Population nicheuse de Sterne néréis d'au moins 31 couples (IUCN : VU) - Présence de la Souris domestique <i>Mus musculus domesticus</i> sur l'île Longue.	Etablissement d'un plan de gestion de la ZICO incluant a minima des mesures de conservation des îlots (classement en réserve naturelle)	- Etude de faisabilité pour la dératisation de l'île Longue - Missions de suivi des populations d'espèces rares - Mission de dénombrement complémentaire, en étendant la zone d'étude (Bellona, Bampton) - Baguage des poussins de Sterne néréis - Détermination des zones d'alimentation en mer des oiseaux marin
Cétacés	- Confirmation de la présence de baleines à bosse <i>Megaptera novangliae</i> et de sténelles à long bec (<i>Stenella longirostris</i>) - Découverte de la présence de grands dauphins <i>Tursiops aduncus</i>, normalement inféodés à des terres continentales ou grandes îles	- Faible densité générale des cétacés - Faible densité en Mégaptères dans la zone d'étude - Population de grand dauphins probablement locale (et vulnérable)	Aucun besoin précis identifié	Mission de recensement et biopsies (cf. études génétiques) avec des moyens et une durée adaptés, ainsi qu'une large géographie d'action, afin de confirmer la reconstitution des populations de mégaptères fréquentant la zone + identification de la population de rattachement

Introduction

La mission CHESTER2010 a permis de mobiliser 12 experts pendant 8 jours pleins (entre le 11 et le 18 août 2010) sur une zone située au sud de l'atoll des Chesterfield, comprise entre les longitudes 158°18' et 158°28' Est et les latitudes 19°51' et 19°58' Sud. Le travail sur site a permis de :

1. Capitaliser des informations concernant la diversité biologique de la zone en coraux scléractinaires, poissons osseux de récif, oiseaux et cétacés ;
2. Recueillir des informations sur l'état de santé de l'habitat corallien et l'importance des populations de la zone en invertébrés benthiques d'intérêt commercial, poissons osseux d'intérêt commercial, requins de récifs et grands requins, oiseaux et cétacés ;
3. Mettre en œuvre une étude sur l'écologie des grands requins fréquentant la zone.

L'analyse des données recueillies a permis de dégager un certain nombre de constats et de recommandations destinées au gouvernement de la Nouvelle-Calédonie pour la mise en place, dans les meilleurs délais, de mesures de gestion durable de cette zone, sachant qu'il n'en existe aucune à ce jour. Elle conduit également à proposer des pistes concernant l'affectation de moyens pour conduire des études complémentaires à même de parfaire la connaissance biologique de la zone, de mettre en place un suivi des ressources, en vue d'optimiser les futures mesures de gestion, dans un contexte d'accès à cette zone rendu difficile par la distance et les conditions environnementales.

Toutes ces données sont résumées dans le tableau XX, et commentées ci-après.

Chesterfield : un oasis fragile de biodiversité

De nouvelles espèces

La mission CHESTER2010 a permis de compléter les listes de divers taxons. Concernant les coraux scléractinaires, 24 nouvelles espèces ont été identifiées, nouvelles pour les Chesterfield, sans l'être pour le territoire. Plusieurs spécimens ont été collectés et rapportés pour enrichir la collection de l'IRD, dont celui de *Acropora chesterfieldiensis*. Cette mission a permis de statuer que 42% (n=171) des espèces de coraux connues en Nouvelle-Calédonie (n=401) sont présentes dans la zone étudiée. Concernant les poissons, 37 nouvelles espèces pour les Chesterfield

ont été identifiées, sans être nouvelles pour le territoire. Ces identifications portent la liste de poissons de 795 à 832 espèces, soit 49% des 1695 espèces répertoriées en Nouvelle-Calédonie. Concernant les oiseaux, 5 nouvelles espèces ont été identifiées pour les Chesterfield, dont une nouvelle pour le territoire, la Sterne Hansel (*Gelochelidon nilotica macrotarsa*). La mission a aussi permis de confirmer la nidification sur place d'une trentaine de couples de Sterne néréis (*Sternula nereis exsul*), en voie de disparition, et que l'on supposait confinée au lagon de la Grande Terre. Enfin, un groupe de grands dauphins du Pacifique (*Tursiops aduncus*) a été identifié dans cet environnement océanique, normalement peu propice à sa présence. La diversité spécifique des autres taxons tels que les requins de récif et pélagiques, a été néanmoins décevante, de même que celle des invertébrés à potentiel commercial.

Il est possible que le confinement géographique de la mission au sein du site le plus soumis à la pression anthropique, en l'occurrence le seul véritable abri à des dizaines voire centaines de milles à la ronde, ait eut une influence sur ces inventaires. Il en ressort la nécessité, pour l'avenir, soit d'étendre la zone d'étude, soit de choisir une zone différente.

Isolement, connectivité et vulnérabilité

Pour les coraux, poissons osseux ou invertébrés benthiques des îles Chesterfield, la diversité biologique, quelle soit à l'échelle des espèces ou de la génétique au sein d'une même population, est intimement liée aux aléas de l'approvisionnement larvaire; cet approvisionnement est constitué d'auto-recrutement et d'apports exogènes à la zone, dont l'intensité et l'importance relative restent à ce jour mal connues. Pour les requins, oiseaux et cétacés, cette même diversité repose sur la capacité des espèces à se déplacer sur de grandes distances pour établir des échanges avec le reste de la mer de Corail, voire au delà. Quelles que soient les modalités de cette perméabilité, c'est sur elle que repose une partie de la résilience des écosystèmes de la zone. A ce stade, il existe très peu d'information sur la connectivité de ces écosystèmes ou des populations et il conviendrait de mieux la cerner étant données les implications que cette information peut avoir sur les mesures de gestion les mieux adaptées, c'est-à-dire ayant un rapport coût/efficacité optimal. Dans la situation actuelle, le principe de précaution doit prévaloir vis à vis de certaines espèces rares et potentiellement très vulnérables car isolées.

Chesterfield : des ressources commercialisables limitées

Invertébrés

Les relevés effectués sur la zone d'étude, dont on suppose qu'elle est préférentiellement utilisée par les armements de pêche néocalédoniens, montrent clairement que le stock de trocas, pour autant qu'il ait été valorisable à moment donné, est de très faible potentiel. Des signes nets d'exploitation significative des holothuries ont été relevés jusqu'à une profondeur de 12 mètres. Une seule espèce (*Bohadschia vitiensis*), de valeur commerciale moyenne, est apparue en quantité importante ; toutes les autres espèces à valeur commerciale importante n'étant qu'en faibles densités. Pour ces espèces se pose aussi le problème, en l'absence d'informations de pêche précises, de savoir s'il s'agit du résultat d'une surpêche localisée, ou si l'environnement n'est pas favorable à leur développement. Contrairement aux trocas, la première hypothèse semblerait l'emporter pour les holothuries. Pour les bénitiers, une espèce est apparue très dominante (*Tridacna maxima*), et en densités encore importantes à certains endroits, malgré des signes d'une pêche intense. Les densités de langoustes relevées sur le récif étaient, quant à elles, très faibles. Il semblerait qu'une surpêche très localisée en soit la raison. Il ressort de ces données générales qu'il existe un stock exploitable d'holothuries et de bénitiers, à un degré moindre de langoustes, mais que des mesures de gestion doivent être mises en place.

Poissons osseux

La mission a eu la possibilité (relativement exceptionnelle) d'effectuer des relevés sur la pente externe où une biomasse intéressante a été observée, reposant essentiellement sur des Scaridés, Acanthuridés, Kyphosidés et Lutjanidés. Il ne s'agit malheureusement pas d'espèces ayant un fort intérêt commercial, et qui s'avèrent difficiles à capturer en raison des conditions météorologiques habituellement contraignantes, avec des houles rendant hasardeuse la pêche récifale sur la pente externe. Il existerait potentiellement sur la pente externe un stock de Serranidae, notamment les loches à gros points *Plectropomus laevis* de grande taille, qui présentent néanmoins un fort potentiel ciguatoxique. Le statut des Chesterfield n'est à ce jour pas connu vis à vis de ce risque, mais de toute façon, la pêche de ces poissons s'avérerait aussi problématique. Concernant le lagon, où les conditions de pêche sont favorables, la taille des poissons est globalement importante, illustrant vraisemblablement une faible pression de pêche. Néanmoins, les densités sont faibles, ce qui débouche sur une biomasse décevante (de l'ordre de 50 à 100% inférieure à celle de la province Nord de Nouvelle-Calédonie). Ce paramètre anihile toute possibilité d'exploitation commerciale, d'autant que les Lethrinidés, intéressants sur le plan commercial, sont étrangement sous-représentés. L'environnement

est pourtant favorable, avec la présence de grandes plaines sableuses à l'intérieur des barrières récifales des Chesterfields. Il est connu que la méthode de comptage visuel sous-marin est mal adaptée à une évaluation de ces espèces, mais elles semblent indéniablement en faible densité. A l'intérieur du lagon, les familles à fortes densités sont les Scaridés, Acanthuridés et Siganidés. Les Lutjanidés, notamment les *Aprion virescens*, et Serranidae, notamment les *Plectropomus* spp. et *Epinephelus cyanopodus*, sont aussi présents, avec certes des individus de grande taille, mais elles aussi en faible abondance.

Il ressort de ces données générales que le stock de poissons d'intérêt commercial n'est pas exploitable que ce soit à court ou long terme.

Chesterfield : un site difficile à gérer et protéger

Choix de mesures applicables

Les aires marines protégées ou gérées sont un outil potentiellement efficace en matière de gestion des stocks de ressources récifales, à condition néanmoins que les règles soient respectées. La surveillance et le contrôle du respect de la réglementation seront complexes à mettre en œuvre dans le cas des récifs des Chesterfield, étant donné leur éloignement et leur difficulté d'accès. Les mesures de gestion devront à ce titre être simples et faciles à faire respecter, en mettant l'accent sur les techniques de pêche et quotas de captures qui peuvent être vérifiées au départ et à l'arrivée des navires, afin de compenser la difficulté de surveillance in situ. Dans une approche de précaution, il serait sans doute également préférable de procéder par liste positive de ressources pouvant être exploitées, plutôt que par liste négative de ressources ne devant pas être exploitées. Sur la base des données recueillies lors de CHESTER2010, il est recommandé de n'autoriser, a minima sur la zone étudiée, que la pêche commerciale aux holothuries et bénitiers (éventuellement limitée à *T. maxima*), avec des critères de taille et des quotas quantitatifs. Ce principe pourrait s'appliquer aux langoustes, avec en plus une restriction temporelle concernant les mois de novembre à janvier (inclus), pendant lesquels l'animal se reproduit et investit les récifs de la barrière où il est particulièrement vulnérable à l'activité de pêche. Il est aussi conseillé de proscrire l'usage de moyens de respiration artificiel pour ces diverses pêches, ce qui limitera de fait les profondeurs exploitables par les pêcheurs ; la vérification d'absence de compresseur à bord des navires de pêche commerciaux, est relativement facile à vérifier. A noter que ces recommandations s'inspirent des résultats obtenus sur la zone étudiée, mais que des informations convergentes sembleraient établir que la pêche actuelle aux holothuries et bénitiers concerne aussi les récifs des Bellona et de Bampton, conduisant à généraliser les mesures à toute la zone.

Surveillance accrue

Dans le contexte des récifs des Chesterfield, à la fois éloignés et vulnérables, l'efficacité de toute politique de conservation, aussi adaptée soit-elle, pourra être radicalement remise en question par la pêche illégale, telle qu'elle a été constatée par le passé. Il apparaît à ce titre fortement recommandé de prévoir des moyens suffisants pour veiller au respect des règles de gestion pour la pêche légale et pour assurer une lutte efficace contre la pêche illégale. Si le premier volet peut efficacement se gérer à partir des ports d'attache, le second nécessite la mise en œuvre de moyens à la mer adaptés, sachant que ces moyens peuvent aussi être utilisés à des fins scientifiques, soigneusement cadrées.

Chesterfield : la poursuite des études en cours

La connectivité

Les récifs des Chesterfield et Bellona constituent le complexe récifal le plus étendu entre les deux pôles que sont la Grande Barrière de Corail à l'Ouest et les lagons de Nouvelle-Calédonie à l'Est. Il est possible qu'ils jouent, à ce titre, un rôle important dans la connectivité entre ces meta-écosystèmes récifaux à très forte valeur patrimoniale. Cette connectivité n'est néanmoins pas connue pour l'instant, qu'il s'agisse de son intensité ou du nombre de taxons concernés. Elle fait actuellement l'objet d'une étude spécifique qui concerne les requins. Etant donné le rôle clef joué par ces animaux dans l'équilibre des écosystèmes coralliens et la diversité de leurs traits de vie, il constituent en effet un modèle intéressant pour évaluer cette connectivité. Lors de CHESTER2010, un réseau de 7 récepteurs acoustiques a été installé sur la zone d'étude, alors que 6 requins tigres étaient équipés d'émetteurs acoustiques. L'intérêt de cette technologie est d'être généralisée à l'échelle de la région, et que ces récepteurs sont à même de capter la présence d'autres requins tigre précédemment marqués sur la Grande Terre (n=14); inversement, les requins tigre des Chesterfield pourront être détectés par d'autres récepteurs installés au Nord et au Sud de la Grande Terre (n=9). Ce raisonnement vaut pour l'Australie, où le nombre de récepteurs dépasse la centaine et les requins tigres marqués la trentaine. A noter que les récepteurs néocaléodniens peuvent aussi détecter potentiellement la présence de requins blancs marqués en Australie ou en Nouvelle-Zélande. La contrainte actuelle est que ces récepteurs de type VEMCO VR2, doivent être relevés *a minima* tous les 12 mois afin de changer leur batterie et de récupérer leurs données. Il existe actuellement une nouvelle technologie développée par VEMCO, les VR4, dont l'autonomie est très supérieure (min. 2 ans). Ils sont en outre reliés à un émetteur en surface et transmettent les informations enregistrées par une liaison satellitaire. Outre l'intérêt d'imposer une manutention plus flexible,

ils permettent d'obtenir des données en temps quasi-réel, sans avoir à attendre la relève des récepteurs, qui ont potentiellement le temps de s'altérer, entraînant la perte de toutes les données. Un remplacement des VR2 des Chesterfield par un réseau de VR4 serait donc particulièrement opportun, y compris sur le plan financier. A court terme, la CPS, en collaboration avec l'Université de Griffith et l'Agence des aires marines protégées, envisage de dépêcher courant 2011, une mission légère pour récupérer l'information des VR2 installés en août 2010.

Des populations d'oiseaux marins trop méconnues

Il résulte de la mission que des suivis à long terme des colonies d'oiseaux marins sont à mettre en œuvre, 7 espèces ayant plus de 1% de leur population mondiale dans l'atoll. Un enjeu majeur est d'intégrer Chesterfield dans le plan de conservation de la Sterne néréis, en cours d'élaboration par la SCO. Le statut de conservation défavorable de l'espèce (IUCN : VU) implique notamment de réaliser une étude de faisabilité de l'éradication de la souris de l'île Longue, un programme de marquage coloré/baguage des poussins et la prospection des récifs Bampton et Bellona.

Le cas des cétacés

Les données cumulées des missions scientifiques de 2002 et 2010 sont très parcellaires, en particulier concernant une zone qui, historiquement, était réputée pour sa concentration en cétacés, en particulier les Mégaptères. L'association Opération-Cétacés collabore actuellement avec des cétologues australiens, notamment Michael Noad, afin de poursuivre la valorisation du site des Chesterfield. Une mission scientifique visant à recenser les cétacés et renouveler des enregistrements de sons, est envisagée dans les années à venir. Les moyens visés pour cette année restent conventionnels, et il est indéniable que le recours à des moyens aériens pour recenser les cétacés au sein d'une zone aussi étendue, serait à terme un atout considérable.

La mise en commun des moyens

Une difficulté majeure pour mener des études aux Chesterfield repose sur la nécessité d'une logistique d'accès au site et d'appui sur place qui garantisse la sécurité des personnes. Il serait bon à ce titre de planifier une coopération inter-institutionnelle qui permette des synergies et des économies d'échelle. Le gouvernement de la Nouvelle-Calédonie a vocation à jouer ce rôle de coordination qui bénéficierait à tous les intervenants existants et potentiels. L'Agence des aires marines protégées apportera son appui technique et financier au gouvernement dans cette perspective.

Taxa	Biodiversity	Stocks levels/Populations	Management needs	Complementary studies
Corals	171 species identified including 24 new ones for Chesterfield, raising the total of species for the area up to 219 (amongst 401 in New Caledonia)	- General health status satisfactory - Some very punctual threats - Some algal shift around the islets linked to an excess of phosphates coming from the birds feces that are washed into the lagoon - Some predation by Crown of thorns starfish	No specific need identified	Scientific mission aiming to assess the species diversity at a greater scale and monitor the resilience of corals in absence of human impact on these animals (potential control site for assessing the effects of climate change)
Invertebrates	13 species of holothurians - Four species of giant clams - One real trocus (<i>Trocas niloticus</i>) and one false trocus (<i>Tectus pyramis</i>)	1 holothurian (<i>Bohadschia vitiensis</i>) in high densities, with a medium commercial interest. Other species in low density. 1 dominant species of giant clam (<i>Tridacna maxima</i>) in medium to low densities - The <i>Trocas</i> with a commercial value almost absent from the area	- Fishing ban on Trocus - Quotas on clams and 'beche de mer' at least in the area assessed during CHESTER2010	Resource survey to be extended toward Bampton and Bellona reefs, with depths > 12 m in order to define the quota policy.
Fish	199 species identified including 37 new ones for Chesterfield, raising the total of species for the area up to 832 (amongst 1695 in New Caledonia)	- Low average general biomass of fish with commercial interest - Low density of high value families such as Lethrinidae (in spite of favorable environment), Serranidae and Carangidae - Good densities of Caesionidae, Scaridae, Acanthuridae and Siganidae, with a limited commercial interest	Total ban on fishing of reef finfish, at least in the area assessed during CHESTER2010	Scientific mission aiming to better assess the species diversity and the connectivity processes (including genetics) with a focus on the degree of self recruitment and larval exportation
Large sharks	No sighting of white shark (<i>Carcharodon carcharias</i>), bullshark (<i>Carcharhinus leucas</i>), great hammerhead (<i>Sphyrna mokkaran</i>) and presence of tiger shark (<i>Galeocerdo cuvier</i>)	- Tiger shark in high density and high average size - No noticeable effects of fishing on tiger shark	Total fishing ban on sharks with strict enforcement	- Campaign for data collection from the acoustic receivers and extension of the receiver network - Complementary tagging campaign on large sharks (all species) to follow up on the connectivity study, including DNA sampling
Reef sharks	Presence of four species, black tip (<i>Carcharhinus melanopterus</i>), white tip (<i>Triaenodon obesus</i>), grey reef (<i>C. amblyrhynchus</i>) et silvertip (<i>C. albimarginatus</i>)	- Grey reefers, white tip and silvertip in low density and under average mean sizes - Black tip in low density and regular mean size - Probable local overfishing of reef sharks during the last 2-3 years		- Campaigns of DNA sampling on reef sharks for better assessing their resilience and the connectivity amongst the Coral Sea - Experimental fishing and underwater visual census extended to neighbouring areas (Bampton and Bellona)
Sea birds	24 species identified including 5 new ones for Chesterfield, raising the total of species for the area up to 29 - Identification of a new species for New Caledonia (<i>Gelochelidon nilotica macrotarsa</i>) - Confirmation of the presence of an endemic species for New Caledonia mainland, <i>Sternula nereis exsul</i>	- Global population are stable compared to previous surveys - A population of 31 couples of the endangered endemic Fairy Tern (IUCN: VU) - Identification of invasive species of small rodents (mice <i>Mus musculus domesticus</i>) on Long island	Setting up of a management plan for the IBA, including at least some conservation measures on the islets (status of natural reserves)	- Feasibility study for an eradication campaign of invasive species on Long island - Monitoring of bird population, focusing on rare species - Extension of the survey to neighbouring areas (Bampton and Bellona) - Tagging of young Fairy Terns - Assessment of the feeding grounds at sea for the sea birds
Cetaceans	- Confirmation of the presence of humpback whales (<i>Megaptera novangliae</i>) and spinner dolphins (<i>Stenella longirostris</i>) - First identification of bottlenose dolphins (<i>Tursiops aduncus</i>), usually located around continents or large islands	- Low density of cetaceans in general - Low density of humpback whales in the studied area - Small population of bottlenose dolphins, probably local and vulnerable	Enforcement of existing protection rules	Campaign of assessment and biopsy (for genetic purpose) with adapted means and duration, with an extended geography (Bampton and Bellona) in order to confirm the the replenishment of the humpback whales population and determine its link with other Pacific populations

Introduction

The CHESTER2010 mission mobilised 12 specialists for eight full days between 11 and 18 August 2010 in a zone located south of the Chesterfield Atoll, between longitudes 158°18' and 158°28' east and latitudes 19°51' and 19°58' south. Work at the site allowed us to:

- capitalise on information about the biological diversity of Scleractinian coral, reef finfish, birds and whales in the zone;
- collect information on the coral habitat's health status and the size of the zone's populations of marketable benthic invertebrates and finfish, reef sharks and great sharks, birds and whales;
- begin a study on the ecology of the great sharks that visit this zone.

Analysis of the data collected revealed a certain number of facts and led to recommendations for the Government of New Caledonia on implementing sustainable management measures for the zone as soon as possible, since none exist at the current time. It also led to some proposed directions for attributing resources to carry out additional studies so as to refine knowledge of the zone's biology and for implementing resource monitoring with a view to optimising future management measures, against the backdrop of difficult access to the zone due to its distance and environmental conditions.

All these data are summarised in the table (opposite page 210), and discussed below.

Chesterfield : a fragile oasis of biodiversity

New species

The CHESTER2010 mission allowed us to expand many different taxa lists. For Scleractinian coral, 25 new species were identified, that is to say new for the Chesterfields but not for the Territory. Several specimens were collected and brought back to be added to IRD's collection, including *Acropora chesterfieldiensis*. This mission showed that 42% (n=171) of the known coral species in New Caledonia (n=401) can be found in the study zone.

With regards to fish, 37 species that were new to the Chesterfields were identified but they were not new to the Territory. This identification work increased the list of fish from 795 to 832 species, i.e. 49% of the 1695 species recorded in New Caledonia. For birds, five new species were identified for the Chesterfields, including one that is new to the Territory, i.e. the Gull-billed Tern (*Gelochelidon nilotica macrotarsa*). The mission also confirmed nesting of about 30 pairs of Fairy Terns (*Sternula nereis exsul*), an endangered species which was thought to be limited to the lagoon of the main island of New Caledonia. Finally a group of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) was identified in this ocean environment, which is normally not very favourable for them. The species diversity of other taxa such as reef and bottom sharks was disappointing and the same was true for marketable invertebrates.

It is possible that the fact the mission was limited geographically to the part of the site most subject to human pressure - in this case, the only real shelter for dozens, if not hundreds, of miles in any direction - had an influence on the surveys. This brings up the need to either extend the study zone or choose a different zone in the future.

Isolation, connectivity and vulnerability

For coral, finfish or bottom invertebrates in the Chesterfield Islands, biologic diversity, whatever the species or genetics within a single population, is closely tied to the erratic nature of larva supply. This supply comes from self-recruitment and new specimens from outside the zone, whose intensity and relative significance are poorly known at this time. For sharks, birds and whales, diversity is based on the species' ability to travel long distances to make exchanges with the rest of the Coral Sea or even beyond. Whatever the exact nature of this permeability, it is, in part, the basis of ecosystem resilience in the zone. At this point in time, there is very little information on the connectivity of these ecosystems or populations and it would be wise to gain a better understanding of this aspect given the implications this information could have on determining the most appropriate management measures, i.e. those with optimal cost-effectiveness ratios. In the current situation, the precautionary approach should prevail with regards to certain rare species that are potentially very vulnerable because of their isolation.

Chesterfield: a limited potential in marketable resources

Invertebrates

The surveys carried out in the study zone, which we suppose will mainly be used by New Caledonian fishing fleets, clearly showed that trochus stocks, although they can be marketed at a point in time, had very low potential. Clear signs of high sea-cucumber harvests were recorded up to a depth of 12 meters. A single species (*Bohadschia vitiensis*), of average market value, was found in large quantities, whereas there were only low densities of all the other marketable species. Given the lack of accurate fisheries information, there is also the issue for those species of determining if this was the result of localised overfishing or an environment that is not favourable for their development. In contrast to trochus, the first premise seems to apply for sea cucumbers. For giant clams, one species was very predominant (*Tridacna maxima*), and could be found in high densities in some areas despite signs of intensive fishing. Rock lobster densities on the reef were very low. It seems that very localised overfishing was the reason behind this. These overall data showed that there were exploitable stocks of sea cucumbers, giant clams, and, to a lesser degree, rock lobsters, but that management measures need to be implemented.

Finfish

This expedition had the relatively unusual opportunity to survey the outer slope where significant biomass was observed based mainly on Scaridae, Acanthuridae, Kyphosidae and Lutjanidae. Unfortunately those are not species with high commercial potential and they would be difficult to catch due to the generally unfavourable weather conditions, with swell that makes reef fishing on the outer slopes dangerous. The outer slope might have stocks of Serranidae, particularly large-size blacksaddled coral groupers, *Plectropomus laevis*, but those stocks could present a high risk for ciguatera. The Chesterfields' status in that regard is not currently known, but, in any case, fishing for these fish would be a problem. With regards to the lagoon, where fishing conditions are favourable, fish size is large overall, probably reflecting low fishing pressure. However, densities are low and result in a disappointing biomass (about 50 to 100% below that of New Caledonia's Northern Province). This parameter precludes any possibility of commercial exploitation, especially since Lethrinidae, which are worthwhile commercially, were strangely under-represented. And yet, the environment is favourable with wide sandy plains inside the Chesterfields' barrier reefs. It is a recognised fact that underwater visual censuses are not well adapted

to assessing these species, but the densities seem to be undeniably low. Inside the lagoon, the families with high densities were the Scaridae, Acanthuridae and Siganidae. Lutjanidae, particularly *Aprion virescens*, and Serranidae, particularly *Plectropomus* spp. and *Epinephelus cyanopodus*, were also observed, with large-sized specimens but, here again, in low abundance.

These overall data showed that the stock of marketable fish is not exploitable over the long- or short-terms.

Chesterfield: a site difficult to manage and protect

Selecting measures to be applied

Marine protected or managed areas are potentially effective tools for managing reef resource stocks, provided, however, that regulations are enforced. Monitoring and controlling compliance with regulations will be complicated to implement in the case of the Chesterfield Reefs, given their distance and the difficulty accessing them. Management measures will have to be simple and easy to enforce, emphasizing fishing techniques and catch quotas that can be verified at the ships' arrivals and departures so as to offset the difficulty of on-site monitoring. As part of a precautionary approach, it would undoubtedly be better to proceed with a positive list of resources that can be exploited rather than a negative list of resources that should not be exploited. Based on the data collected during CHESTER2010, the recommendation is to only authorise, at least in the study zone, commercial sea cucumber and giant clam (possibly limited to *T. maxima*) fisheries, with size criteria and quantitative quotas. This principle could be applied to rock lobsters, with, in addition, time period restrictions for November through January (inclusive), which is when this animal reproduces and comes in to the barrier reef, where it is particularly vulnerable to fishing activities. We also advise that artificial breathing devices be prohibited for these different fisheries, which will limit the depths at which fishers can operate. It is fairly simple to verify that commercial fishing boats have no compressors on boards. It should be noted that these recommendations are based on results from study zone, but consistent information from other sources seem to prove that current sea cucumber and giant clam fisheries also involve the Bellona and Bampton Reefs, which should lead to widening the measures to cover the whole zone.

Increased surveillance

In regards to the Chesterfield Reefs, which are both far away and vulnerable, the effectiveness of any conservation policy, no matter how appropriate, will be seriously challenged by illegal fishing such as has been observed in the past. So, it is strongly recommended that

adequate resources be planned to monitor compliance to management rules for legal fishing and to ensure effective control over illegal fishing. While the first part can be efficiently managed from home ports, the second requires implementation of appropriate sea resources, realising that those resources can also be used for scientific purposes, if carefully supervised.

Chesterfield : continuing the studies in progress

Connectivity

Chesterfield and Bellona Reefs form the most extensive reef complex between the two poles that are the Great Barrier Reef to the west and New Caledonia's lagoons to the east. As such, it is possible that they play an important role in connectivity between these very high heritage reef meta-ecosystems. However, this connectivity is not yet known, either in terms of its intensity or the number of taxa involved. It is currently being studied as part of a specific study on sharks. Given both the key role these animals play in maintaining the balance of coral ecosystems and the diversity of their lifestyles, they do, in fact, serve as an interesting model for assessing this connectivity. During CHESTER2010, a network of seven acoustic receivers was set up in the study zone, while acoustic transmitters were placed on six tiger sharks. This technology is useful as it has spread throughout the region and the receivers can even detect the presence of other tiger fish previously tagged near the main island of New Caledonia (n=14); conversely, the tiger sharks from the Chesterfields can be detected by receivers set up in northern and southern parts of the main island of New Caledonia (n=9). The same applies for Australia, where there are more than 100 receivers and about 30 tagged tiger sharks. It should be noted that the New Caledonian receivers can potentially also detect the presence of great white sharks tagged in Australia or New Zealand. The current difficulty is that these VEMCO VR2 -type receivers must be removed at least one every 12 months in order to change their batteries and recover their data. There is now a new type of technology developed by VEMCO, the VR4, with much greater autonomy (min. 2 years). In addition, they are linked to a surface transmitter and send out recorded information by satellite link. In addition to allowing more flexible handling, they make it possible to get the data in almost real time, without having to wait for the receivers to be removed, as the latter can over time deteriorate, thereby leading to a loss of all their data. So, replacing Chesterfield VR2 with a VR4 network would be quite worthwhile, including financially. Over the short-term, SPC, in collaboration with Griffith University and the French Marine Protected Areas Agency, plans to send out a limited team sometime in 2011 to recover the information from the VR2 installed in August 2010.

Lack of knowledge of sea birds population

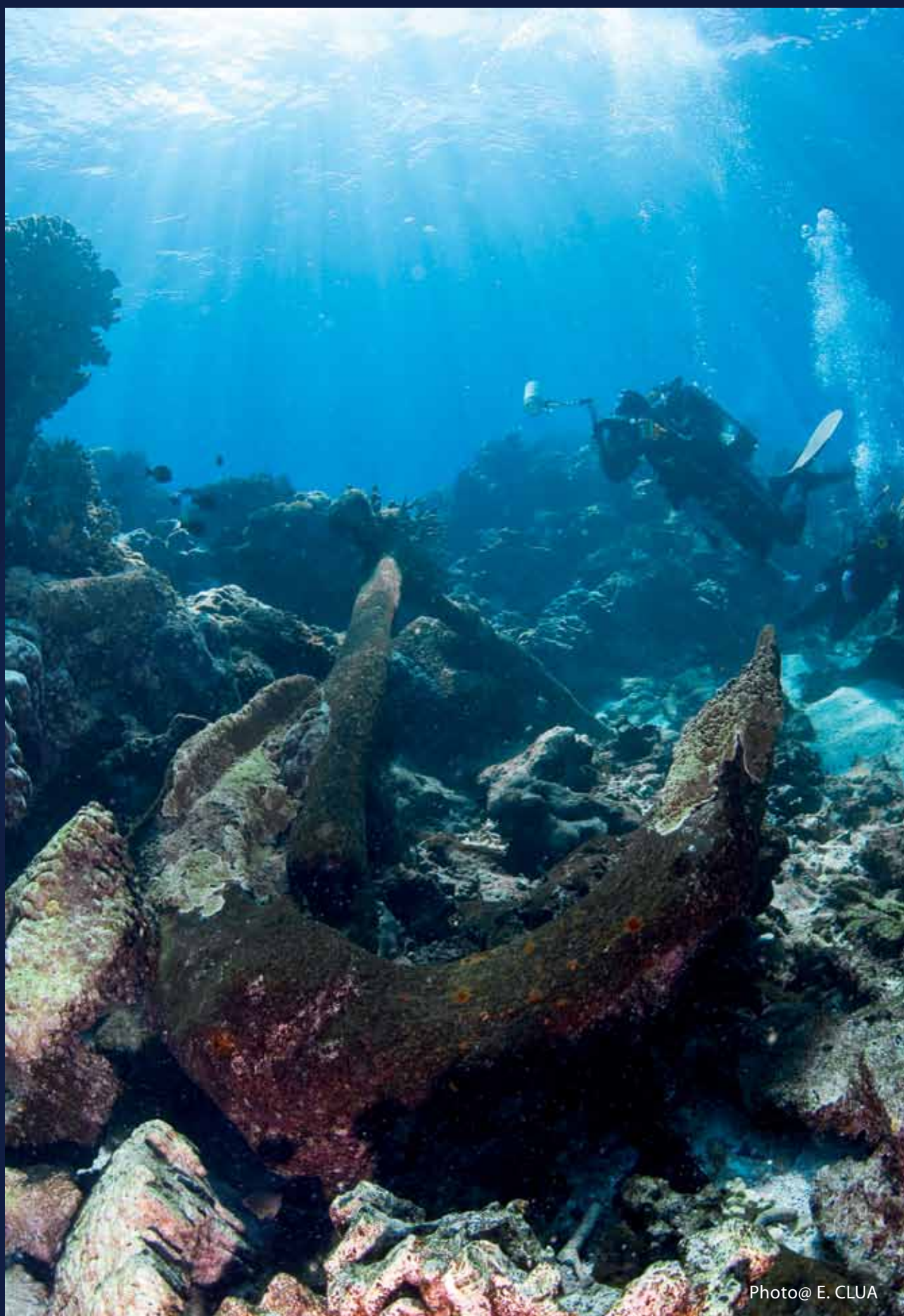
A major outcome of the mission relies on the need for long-term monitoring of the sea birds colonies from the Chesterfield atoll, representing more than 1% of the world populations. Another challenge is about including Chesterfield in the ongoing management plan of the Fairy Tern implemented by the New Caledonian Bird Society. The unfavourable conservation status of this sub-species (IUCN: VU) does imply i) a feasibility study on the eradication of invasive rodents on Long island, ii) a tagging programme on young birds and iii) the prospection of Bampton and Belona reefs for a better assessment of the area of extension of this species.

Whales

The data collected during the 2002 and 2010 scientific missions were very spotty, in particular for a zone that has historically been known for its concentrations of whales, especially *Megaptera*. The Opération-Cétacés association is currently collaborating with Australian whale specialists, in particular Michael Noad, to continue to develop the Chesterfield site. A scientific mission designed to inventory the whales and make new sound recordings is planned for the coming years. The resources set for this year are still the conventional type and it is undeniable that using airplanes to count whales over such a wide zone would, in the end, be a considerable asset.

Pooling resources

A major difficulty for carrying out studies in the Chesterfields is the logistics for getting to the site and on-site support to ensure the safety of those involved. In this regard, it would be good to plan inter-institutional cooperation that would allow synergies and economies of scale. The Government of New Caledonia should take over the role of coordination, which would benefit all the existing and potential stakeholders. The French Marine Protected Areas Agency will provide technical and financial support to the Government for this.



Photo@ E. CLUA

ANNEXES

APPENDICES

ANNEXE 2-2-1	216
Liste des scléractiniaires inventoriés in situ par station	
<i>List of in situ recorded scleractinians per station.</i>	
ANNEXE 2-2-2	226
Liste des échantillons prélevés lors de la mission	
<i>List of samples collected during the CHESTER2010 mission</i>	
ANNEXE 3-1	228
Nombre d'invertébrés marins ciblés, recensés sur chaque site.	
<i>Number of targeted marine invertebrates recorded at each site.</i>	
ANNEXE 3-2	231
Caractéristiques de certaines espèces d'holothuries commerciales.	
<i>Characteristics of selected commercial sea cucumber species.</i>	
ANNEXE 3-3 et 3-4	233
Précédentes densités d'holothuries enregistrées en Nouvelle-Calédonie.	
<i>Previous sea cucumber densities recorded in New Caledonia.</i>	
ANNEXE 5-1	235
Détail de l'espèce, taille, sexe et lieux de capture des requins (côtiers et tigres) échantillonnés en ADN au cours de CHESTER2010	
<i>Details of the species, size, sex and location of capture for the (coastal and tiger) sharks sampled for DNA during CHESTER2010 mission.</i>	
ANNEXE 4-1	236
Biomasse (g/m ²) par transect des espèces de poissons commerciaux	
<i>Biomass (g/m²) per transect of finfish of commercial interest</i>	
ANNEXE 4-2	244
Densité (ind/m ²) par transect des espèces de poissons commerciaux	
<i>Density (ind/m²) per transect of finfish of commercial interest</i>	
ANNEXE 6-1	252
Critères globaux d'identification des ZICO	
<i>General criteria for identification of IBAs.</i>	
ANNEXE 6-2	253
Données brutes ornithologiques – Mission CHESTER2010	
<i>Birds raw data – CHESTER2010 mission</i>	

Annexe 2-2-1. Liste des scléractiniaires inventoriés *in situ* par station

Cet inventaire est classé par ordre alphabétique des familles, genre puis espèce. Il n'est pas exhaustif et représente les espèces qui ont été déterminées *in situ* (liste conservative), prélevées et photographiées. Tous les genres sont déterminables dans le milieu naturel alors si l'espèce n'a pas subi de prélèvement et que son l'identification est douteuse par photographie, elle a été dénombrées comme « spp » (sans identification spécifique signifie que plusieurs espèces sont présentes au niveau du genre mais qu'elles n'ont pas pu être identifiées au niveau spécifique). Les espèces annotées de couleur rouge sont les espèces scléractiniaires nouvellement recensées aux Chesterfield. Les mesures d'abondance utilisées lors de cette étude étaient classées de la manière suivante "1" pour rare, "2" pour non commun (*uncommon*), "3" pour commun, "4" pour abondant et "5" pour dominant. Les stations ont été regroupées selon les principales classes de biotope. GML : Grand massif corallien lagon ; PSpm : Pente sédimentaire avec petits massifs ; PML : petits massifs coralliens de lagon ; PS : Pente sédimentaire ; PII : platier récifal interne d'îlot ; PEI : Platier récifal externe d'îlot ; BP : bord de passe ; PE : pente externe. La dernière ligne du tableau comptabilise la totalité des espèces recensées par station d'étude.

Famille/ Family	Genre/ Genus	Espèce/ Species	GML/ LCP				PSpm/ SRL	PML/ISS	PS/SS
			St1	St5	St8	St19	St2	St20	St9
			28 m	27 m	16 m	12-26 m	7.5 m	17 m	6-9 m
Acroporidae	Acropora	<i>chesterfieldensis</i>							
Acroporidae	Acropora	<i>cytherea</i>	3	2					
Acroporidae	Acropora	<i>clathrata</i>		2					
Acroporidae	Acropora	<i>danai</i>			2				
Acroporidae	Acropora	<i>digitifera</i>	2	2					
Acroporidae	Acropora	<i>elseyi</i>							
Acroporidae	Acropora	<i>florida</i>	2	2	2				2
Acroporidae	Acropora	<i>formosa</i>	2	2	2		2		
Acroporidae	Acropora	<i>gemmaifera</i>			2				
Acroporidae	Acropora	<i>grandis</i>		2					
Acroporidae	Acropora	<i>humilis</i>	2		2				
Acroporidae	Acropora	<i>loripes</i>							
Acroporidae	Acropora	<i>millepora</i>		2	2				
Acroporidae	Acropora	<i>monticulosa</i>			2				
Acroporidae	Acropora	<i>nasuta</i>	2						
Acroporidae	Acropora	<i>robusta</i>	2	2	2		5		3
Acroporidae	Acropora	<i>spp.</i>	3(6spp)	5(12spp)	3(4spp)	3(7spp)	3(4spp)	3(5spp)	3(3spp)
Acroporidae	<i>Astreopora</i>	<i>explanata</i>		2		1			
Acroporidae	<i>Astreopora</i>	<i>gracilis</i>	2	2	2		2	2	
Acroporidae	<i>Astreopora</i>	<i>listeri</i>	2						
Acroporidae	<i>Astreopora</i>	<i>moretonensis</i>	2	2	2		2	1	1
Acroporidae	<i>Astreopora</i>	<i>myriophthalma</i>	3	2	2		3	2	1
Acroporidae	<i>Isopora</i>	<i>palifera</i>	4	3	4			2	
Acroporidae	<i>Isopora</i>	<i>cuneata</i>							
Acroporidae	<i>Isopora</i>	<i>crateriformis</i>							
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>danae</i>	1			1	2	1	

Annex 2-2-1. List of in situ recorded scleractinians per station.

This inventory is listed alphabetically by family, genus and species. It is not exhaustive and represents the species that have been identified in situ (conservative list), sampled and photographed. All genera are identifiable in the natural environment. If a specie was not sampled and if its identification by photograph is not certain, it was counted as "spp" (without species identification means that several species are present at the genus level but they could not be identified at the species level). Species annotated in red are part of the 26 newly recorded scleractinian species for Chesterfield (26 additional species). Abundance scales used in this study are as follows "1" rare "2" non-common (uncommon), "3" common "4" abundant "5" dominant. The stations were grouped by major habitat classes: LCP: lagoon coral pinnacles; ISS: inner sedimentary slope featuring small scattered corals at shallow depths; SRL: small reefs in the lagoon; SS : Sedimentary slope; IRF: inner reef flat; ORF : outer reef flat; CE : channel edge; OS : outer slope. The last row of table includes all species recorded per station study.

PII/IRF					PEI/ORF			BP/CE	PE/OS		
St4	St7	St11	St14	St17	St6	St10	St16	St12	St13	St15	St18
2-4 m	2 m	1.5 m	2-5 m	3 m	4 m	2 m	3 m	14 m	42 m	15 m	65 m
								2		1	
		2	2		2			2	3	2	2
	2										1
								2	2	1	1
										1	
		2	2			2		2	2	2	2
3		2			3		2	2	2	2	2
								2	2	2	1
										1	
		1	2		2			2	2	1	2
								2		2	1
	2	2	2	2	2		2	2	2	2	2
	2	2	2	2		2		2	3	3	2
5	5	4	4	2	5	3	2	2	2	3	2
3(6spp)	5(4spp)	3(5spp)	2(5spp)	5(4spp)	5(7spp)	5(7spp)	4(5spp)	2(2spp)	2(4spp)	3(12spp)	2(4spp)
2											
	2	2	2		2	1		2	3	2	2
2											1
2		1	2	1	2	1		3		2	1
2		2	2		2	2			3	2	2
3	5	3		2	5	3	3	3	3	2	3
						2	2			3	
											2
					2	2					2

Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>digitata</i>				1			
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>foveolata</i>		1					
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>hispida</i>							
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>spp.</i>	4(3spp)	4(6spp)	3(2spp)	5(5spp)	2(3spp)	2(4spp)	3(5spp)
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>undata</i>			1			1	
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>verrucosa</i>			2			2	
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>tuberculosa</i>	1						
Acroporidae	<i>Montipora</i>	<i>verrucosa</i>		1		2			
Agaraciidae	<i>Coelosseris</i>	<i>mayeri</i>						1	
Agaraciidae	<i>Gardineroseris</i>	<i>planulata</i>	2						
Agaraciidae	<i>Leptoseris</i>	<i>explanata</i>	1	2		2		2	
Agaraciidae	<i>Leptoseris</i>	<i>foliosa</i>				2			
Agaraciidae	<i>Leptoseris</i>	<i>gardineri</i>		1				1	
Agaraciidae	<i>Leptoseris</i>	<i>hawaiiensis</i>				2			
Agaraciidae	<i>Leptoseris</i>	<i>mycetoseroides</i>	1	1	1			2	
Agaraciidae	<i>Leptoseris</i>	<i>scabra</i>				2	1	1	
Agaraciidae	<i>Leptoseris</i>	<i>yabei</i>	2	2	1	1			
Agaraciidae	<i>Pachyseris</i>	<i>speciosa</i>	3	3	2	2	2	3	
Agaraciidae	<i>Pavona</i>	<i>explanulata</i>	1	2	1	1		1	
Agaraciidae	<i>Pavona</i>	<i>minuta</i>							
Agaraciidae	<i>Pavona</i>	<i>varians</i>	2	2	3	2	1	1	
Agaraciidae	<i>Pavona</i>	<i>venosa</i>	1		1				
Astrocoeniidae	<i>Stylocoeniella</i>	<i>armata</i>	3			2		2	
Astrocoeniidae	<i>Stylocoeniella</i>	<i>guentheri</i>	1	2	3	2	3	3	
Caryophyllidae	<i>Euphyllia</i>	<i>ancora</i>	2	2	1	2	2	2	
Caryophyllidae	<i>Euphyllia</i>	<i>cristata</i>			1	2			
Caryophyllidae	<i>Euphyllia</i>	<i>divisa</i>		2		2		2	
Caryophyllidae	<i>Euphyllia</i>	<i>glabrescens</i>	2	2		1	2	3	
Caryophyllidae	<i>Physogyra</i>	<i>lichtensteini</i>	1	3		2			
Caryophyllidae	<i>Plerogyra</i>	<i>sinuosa</i>	2	3	2	2	2	2	
Caryophyllidae	<i>Catalaphyllia</i>	<i>jardinei</i>						2	
Dendrophylliidae	<i>Tubastraea</i>	<i>sp.</i>	2	2	2				
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>frondens</i>	2						
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>heronensis</i>	1						
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>mesenterina</i>						1	
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>patula</i>		1		1	1		
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>peltata</i>						1	
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>radicalis</i>	2		1		2		
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>reniformis</i>	3	3		1			
Dendrophylliidae	<i>Turbinaria</i>	<i>stellulata</i>		1	1	1			
Faviidae	<i>Barabattoia</i>	<i>amicorum</i>				2		2	
Faviidae	<i>Caulastrea</i>	<i>furcata</i>				1			

3	3										
3(3spp)	3(5spp)	3(4spp)	5(6spp)	3(5spp)	3(3spp)	4(5spp)	2(3spp)	4(8spp)	5(11spp)	4(5spp)	5(9spp)
			1			2					
						1		2	2	2	2
								1	1		
					2						
											1
											1
											1
2		1			2			2	3	2	3
1					2			1	2	1	1
								2	3	2	2
1		2	1					2	2	2	2
2								1			
2		2			2	2		1		2	1
								1			2
		1				3		1	2		
									2		2
4		1			2						2
											1
											1
											1
								2	2		
2							3		2		
2								1			2
								1	2		
			1						2		
									1		
			2		2			1	2	2	2
					1	1					1
	2				2			2			
1											

Faviidae	<i>Cyphastrea</i>	<i>chalcidicum</i>				2		1	
Faviidae	<i>Cyphastrea</i>	<i>japonica</i>						1	
Faviidae	<i>Cyphastrea</i>	<i>microphtalma</i>	2	2	2	1	2		
Faviidae	<i>Cyphastrea</i>	<i>serailia</i>	2	3	2	2	2	2	
Faviidae	<i>Cyphastrea</i>	<i>sp.</i>						2	
Faviidae	<i>Diploastrea</i>	<i>heliopora</i>	3	3	2		2		
Faviidae	<i>Echinopora</i>	<i>gemmacea</i>		2		1			
Faviidae	<i>Echinopora</i>	<i>lamellosa</i>	1		1	2			
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>favus</i>	1			1	1		
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>laxa</i>	1						
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>lizardensis</i>				1			
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>matthaii</i>		2					
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>maritima</i>			1				
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>maxima</i>	1	1	1	1	1	1	
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>pallida</i>						1	
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>rotumana</i>		2	1				
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>rotundata</i>	1	2		1	1	1	
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>speciosa</i>	2		3	2	2		2
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>spp.</i>	2(2spp)	2(2spp)	2(3spp)		2(3spp)	2(2spp)	
Faviidae	<i>Favia</i>	<i>stelligera</i>	3	3	2	2	3	2	2
Faviidae	<i>Favites</i>	<i>chinensis</i>				1			
Faviidae	<i>Favites</i>	<i>halicora</i>	2	2	2		2	2	
Faviidae	<i>Favites</i>	<i>flexuosa</i>							
Faviidae	<i>Favites</i>	<i>pentagona</i>		2					
Faviidae	<i>Favites</i>	<i>russelli</i>				1			
Faviidae	<i>Favites</i>	<i>spp.</i>			1	1		2(2spp)	
Faviidae	<i>Favites</i>	<i>abditata</i>	2	2	2	2		2	
Faviidae	<i>Goniastrea</i>	<i>aspera</i>		2					
Faviidae	<i>Goniastrea</i>	<i>australiensis</i>	2			1		1	
Faviidae	<i>Goniastrea</i>	<i>palauensis</i>	1						
Faviidae	<i>Goniastrea</i>	<i>pectinata</i>							
Faviidae	<i>Goniastrea</i>	<i>reniformis</i>	1		1				
Faviidae	<i>Leptastrea</i>	<i>purpurea</i>	2	2	1		2	2	1
Faviidae	<i>Leptastrea</i>	<i>sp.</i>				2			
Faviidae	<i>Leptastrea</i>	<i>transversa</i>	2	2	2	2		2	1
Faviidae	<i>Leptoria</i>	<i>phrygia</i>	3	3	2		2	2	
Faviidae	<i>Montastraea</i>	<i>annuligera</i>	1		1		1		
Faviidae	<i>Montastraea</i>	<i>curta</i>	2	2	2	2	2	1	
Faviidae	<i>Montastraea</i>	<i>sp.</i>	2					1	
Faviidae	<i>Montastraea</i>	<i>valenciennesi</i>			2				
Faviidae	<i>Oulastrea</i>	<i>crispata</i>			1				
Faviidae	<i>Oulophyllia</i>	<i>bennettae</i>	2	2		2	2	1	

2		1						2	2		1
		1			2	1	2	2	2	2	2
2	2	1		2	2	2	3	2	2	2	2
2					2			2	2		2
						1					1
		1	2		2	2		1	2	2	2
									2		2
1									1		
								1	1		1
				2							
1									1		
		1			2	1		1	1		1
								2	2	2	
					1			1	1		1
2	3	3	2	1	2	2	2			2	2
1			3(2spp)		2(2spp)	2(2spp)	2(2spp)	2(2spp)	2	2	2(3spp)
3	2	2		2	2		2			2	3
	2		2	1		2	2	3	3	3	2
									2		1
				1	2			1	1	1	1
											1
			1			2(3spp)	2(3spp)	2(3spp)	2		2
	2	3	2	2	2	2	2	3	3	3	1
	2	1							1		
							2	2	2	3	3
								1			
			2					1			
2		1	2							2	
1	1	1			2	2		2	2	2	2
2	1	1	1		2	2		2	3	2	2
2	1	3	2		2	3	2	2	3	2	3
						2			1		1
	2	2	1		2	2	2		2	2	2
				1							
		2			2					1	1
											1
2										2	

Faviidae	<i>Oulophyllia</i>	<i>crispa</i>	2	2	1	2	1	1	
Faviidae	<i>Platygyra</i>	<i>daedalea</i>	3	3	2	2	2	1	
Faviidae	<i>Platygyra</i>	<i>pini</i>			1		1		
Faviidae	<i>Platygyra</i>	<i>sinensis</i>	2	2	2		1		
Faviidae	<i>Plesiastrea</i>	<i>versipora</i>							
Fungiidae	<i>Cycloseris</i>	<i>cyclolithes</i>						1	
Fungiidae	<i>Cycloseris</i>	<i>erosa</i>							
Fungiidae	<i>Cycloseris</i>	<i>sp.</i>				2		1	
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>danai</i>	2						
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>granulosa</i>	2		2		2		
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>horrida</i>	2	2	2		2		
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>repanda</i>			1			2	
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>spp.</i>	3(4spp)				4(5spp)	4(4spp)	1
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>echinata</i>	2	2	1			1	
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>simplex</i>	1	1	2				
Fungiidae	<i>Fungia</i>	<i>scutaria</i>	2		1				
Fungiidae	<i>Halomitra</i>	<i>pileus</i>				1			
Fungiidae	<i>Herpolitha</i>	<i>limax</i>		1	2	1	2		
Fungiidae	<i>Herpolitha</i>	<i>weberi</i>	2			1			
Fungiidae	<i>Polyphyllia</i>	<i>talpina</i>			2	1		1	
Fungiidae	<i>Sandalolitha</i>	<i>robusta</i>				1			
Merulinidae	<i>Hydnophora</i>	<i>exesa</i>	2		1		1		
Merulinidae	<i>Hydnophora</i>	<i>microconos</i>	2	2		1	2	1	
Merulinidae	<i>Hydnophora</i>	<i>pilosa</i>	1			2		1	
Merulinidae	<i>Hydnophora</i>	<i>rigida</i>	1	2	1	1			
Merulinidae	<i>Merulina</i>	<i>ampliata</i>	2	2	2	2	2	2	
Merulinidae	<i>Merulina</i>	<i>scabricula</i>							
Merulinidae	<i>Scapophyllia</i>	<i>cylindrica</i>	1	2	1				
Mussidae	<i>Acanthastrea</i>	<i>echinata</i>	2	2	2	2	2		1
Mussidae	<i>Acanthastrea</i>	<i>sp.</i>				1			
Mussidae	<i>Cynarina</i>	<i>lacrymalis</i>						1	
Mussidae	<i>Lobophyllia</i>	<i>corymbosa</i>	2	2	2	2	2	2	
Mussidae	<i>Lobophyllia</i>	<i>hemprichii</i>			2	2		1	
Mussidae	<i>Lobophyllia</i>	<i>pachysepta</i>	2	2				1	
Mussidae	<i>Scolymnia</i>	<i>australiensis</i>		2		1		1	
Mussidae	<i>Scolymnia</i>	<i>vitiensis</i>	3	3	3	2	3	3	
Mussidae	<i>Symphyllia</i>	<i>agaricia</i>							
Mussidae	<i>Symphyllia</i>	<i>radians</i>	2	2	1	1			
Mussidae	<i>Symphyllia</i>	<i>recta</i>	2	2		1	2		
Mussidae	<i>Symphyllia</i>	<i>sp.</i>							
Mussidae	<i>Symphyllia</i>	<i>valenciennesii</i>							
Oculinidae	<i>Acrhelia</i>	<i>horrescens</i>	3	2	1	2		1	

2						2		2	2	2	2
2	2	3	2		2	2	2	3	3	3	3
	1									1	
1		2			2	1		1	2	1	1
									1	1	
		2									
1											
		1					1				2
							2				
2			2		1			2	2		2
		2	2								
4(7spp)					2(2spp)	2		2(3spp)	2(4spp)	2(3spp)	2(3spp)
					1						
			2							1	
								1			1
2					2			1	3	1	
								1	1		1
								2	2	2	1
1					2			2	3	2	2
2					2	2	1	2	2	2	1
					1				2	1	2
					2	1		1	2		2
2	2		1		2	2		3	3	2	3
									2		
2	2	2						3	3	2	3
											1
3	1		2	1	1			2	2	2	2
								2	2	2	2
2					1						
1									2		1
2					2			3	3	2	3
											1
			1			1		2	2	2	
1								2			1
					2					1	
						2					
		2	1	1	2		2	1	1		1

Oculinidae	<i>Galaxea</i>	<i>astreata</i>				2		2	
Oculinidae	<i>Galaxea</i>	<i>fascicularis</i>	3	3	2	3	2	2	
Pectiniidae	<i>Echinophyllia</i>	<i>aspera</i>		2		1			
Pectiniidae	<i>Echinophyllia</i>	<i>echinata</i>		2	2	1			
Pectiniidae	<i>Echinophyllia</i>	<i>echinoporoides</i>	1			1			
Pectiniidae	<i>Echinophyllia</i>	<i>orpheensis</i>	1	2					
Pectiniidae	<i>Echinophyllia</i>	<i>sp.</i>				1			
Pectiniidae	<i>Mycedium</i>	<i>elephantotus</i>		2		2		1	
Pectiniidae	<i>Oxypora</i>	<i>glabra</i>		1		2			
Pectiniidae	<i>Oxypora</i>	<i>lacera</i>				1			
Pectiniidae	<i>Pectinia</i>	<i>lactuca</i>	1	2	1				
Pocilloporidae	<i>Pocillopora</i>	<i>damicornis</i>	2	3				3	2
Pocilloporidae	<i>Pocillopora</i>	<i>eydouxi</i>	1			2			
Pocilloporidae	<i>Pocillopora</i>	<i>meandrina</i>	2	2		2			
Pocilloporidae	<i>Pocillopora</i>	<i>verrucosa</i>	2	2	3	2	2		
Pocilloporidae	<i>Seriatopora</i>	<i>calendrium</i>			2	2		2	
Pocilloporidae	<i>Seriatopora</i>	<i>histris</i>	2	2	2	2		3	
Pocilloporidae	<i>Stylophora</i>	<i>pistilata</i>	2	2	3	2	3	3	
Poritidae	<i>Alveopora</i>	<i>fenestrata</i>							
Poritidae	<i>Alveopora</i>	<i>sp.</i>				2		1	
Poritidae	<i>Alveopora</i>	<i>spongiosa</i>		2		1			
Poritidae	<i>Goniopora</i>	<i>djiboutiensis</i>			2				
Poritidae	<i>Goniopora</i>	<i>spp.</i>			2(2spp)	2		2	
Poritidae	<i>Porites</i>	<i>heronensis</i>							
Poritidae	<i>Porites</i>	<i>lichen</i>			3	2			
Poritidae	<i>Porites</i>	<i>spp.</i>	2	3		2	2	2	
Poritidae	<i>Porites</i>	<i>lobata</i>			4	1			
Poritidae	<i>Porites</i>	<i>vaughani</i>				2			
Siderastreidae	<i>Coscinaraea</i>	<i>columna</i>	2	3	2	2	2	2	
Siderastreidae	<i>Coscinaraea</i>	<i>exesa</i>		1	2	1		1	
Siderastreidae	<i>Psammocora</i>	<i>contigua</i>	1	2	1	2	1	1	
Siderastreidae	<i>Psammocora</i>	<i>digitata</i>		2	1				
Siderastreidae	<i>Psammocora</i>	<i>profundacella</i>	2	2	2	1	1		
Siderastreidae	<i>Psammocora</i>	<i>superficialis</i>	2						
Trachyphylliidae	<i>Trachyphyllia</i>	<i>geoffroyi</i>						1	
Siderastreidae	<i>Psammocora</i>	<i>superficialis</i>	2						
Trachyphylliidae	<i>Trachyphyllia</i>	<i>geoffroyi</i>						1	
Total espèces déterminées / Total identified species			90	86	82	84	49	67	10
Total espèces indéterminées/ Total unidentified species			18	22	13	20	16	23	9
Total taxa/ Total taxa			108	108	95	104	65	90	19

											2
2	1			2	2		2	3	3	2	2
									2		
									2		2
									2		2
								2	2	1	2
									2		2
2	2	3	2		2	3	4	3	4	3	4
								2	2	2	2
1			2								
1		3						3	3	3	3
		2	1			4		3	4	3	2
	2	2	2		2	2		2	3	2	2
4	2	3			3			3	2	3	2
											1
			2								
								2	3	2	3
	3			2	2		3(2spp)				2
							3				
		2				4	2				4
2	1	3	3	2	2	3	3(2spp)	3(2spp)	3(2spp)	3	3(2spp)
			2					3	3	2	
2	2	1	1	2	2			2	3	2	3
				1				2	3		2
1	1	2			1				2		1
								1	1		1
			2	1				2	2	2	2
			1							2	2
				1							2
51	29	45	38	18	53	39	23	80	89	72	101
18	11	11	16	12	17	19	18	20	23	23	26
69	40	56	54	30	70	58	41	100	112	95	127

Annexe 2-2-2. Liste des échantillons prélevés lors de la mission CHESTER2010 et intégrés à la collection de référence de l'IRD Nouméa.

Tous les échantillons ont été photographiés *in situ*, et collectés par G. Lasne; une deuxième identification par observation à la loupe binoculaire a été conduite à Nouméa par M. Pichon.

NB	N°ECH	FAMILLE/ FAMILY	GENRE/ GENUS	ESPÈCE/ SPECIES	PROF	STATION	LATITUDE
1	HS2717	ACROPORIDAE	ACROPORA	GR. SELAGO	5M	CHESTER1	19 54.229
2	HS2718	ACROPORIDAE	ACROPORA	CF. FLORIDA	5M	CHESTER1	19 54.229
3	HS2719	ACROPORIDAE	ACROPORA	NASUTA	26M	CHESTER1	19 54.229
4	HS2720	AGARACIIDAE	LEPTOSERIS	MYCETOSEROIDES	26M	CHESTER1	19 54.229
5	HS2721	FUNGIIDAE	FUNGIA	SP. (JUVÉNILE)	3M	CHESTER4	19 53.657
6	HS2722	ACROPORIDAE	ACROPORA	CLATHRATA	27M	CHESTER5	19 53.228
7	HS2723	ACROPORIDAE	MONTIPORA	SP.	27M	CHESTER5	19 53.228
8	HS2724	EUPHYLLIDAE	EUPHYLLIA	GLABRESCENS	20M	CHESTER5	19 53.228
9	HS2725	FAVIIDAE	OULOPHYLLIA	CRISPA	16M	CHESTER5	19 53.228
10	HS2726	AGARACIIDAE	PAVONA	VARIANS	16M	CHESTER8	19 57.043
11	HS2727	PORITIDAE	GONIOPORA	DJIBOUTIENSIS	16M	CHESTER8	19 57.043
12	HS2728	ACROPORIDAE	MONTIPORA	VERRUCOSA	16M	CHESTER8	19 57.043
13	HS2729	EUPHYLLIDAE	PLEROGYRA	SINUOSA	16M	CHESTER8	19 57.043
14	HS2730	ACROPORIDAE	ACROPORA	CHESTERFIELDENSIS	15M	CHESTER12	19 54.804
17	HS2733	DENDROPHYLLIIDAE	TURBINARIA	PATULA	15M	CHESTER12	19 54.804
18	HS2734	FAVIIDAE	GONIASTREA	PALAUENSIS	15M	CHESTER12	19 54.804
19	HS2735	FAVIIDAE	GONIASTREA	AUSTRALENSIS	15M	CHESTER13	19 56.018
20	HS2736	FUNGIIDAE	SANDALOLITHA	ROBUSTA	15M	CHESTER12	19 54.804
21	HS2737	PECTINIIDAE	OXYPORA	LACERA	15M	CHESTER13	19 56.018
22	HS2738	FAVIIDAE	FAVIA/FAVITES	SP.	15M	CHESTER15	19 54.433
23	HS2739	FAVIIDAE	MONTASTREA	VALENCIENNESI	15M	CHESTER15	19 54.433
24	HS2740	ACROPORIDAE	ACROPORA	ELSEYI	15M	CHESTER15	19 54.433
25	HS2741	PORITIDAE	PORITES	SP.	3M	CHESTER16	19 51.926
26	HS2742	DENDROPHYLLIIDAE	TURBINARIA	HERONENSIS	3M	CHESTER16	19 51.926
27	HS2743	ACROPORIDAE	ISOPORA	CUNEATA	3M	CHESTER18	19 52.022
28	HS2744	ACROPORIDAE	MONTIPORA	DANAE	55M	CHESTER18	19 52.022
29	HS2745	AGARACIIDAE	LEPTOSERIS	SP.	60M	CHESTER18	19 52.022
30	HS2746	ACROPORIDAE	ACROPORA	DIGITIFERA	30M	CHESTER18	19 52.022
31	HS2747	ACROPORIDAE	ACROPORA	CHESTERFIELDENSIS	10M	CHESTER18	19 52.022
32	HS2748	AGARACIIDAE	LEPTOSERIS	HAWAIIENSIS	26M	CHESTER19	19 51.446
33	HS2749	PORITIDAE	PORITES	VAUGHANI	15M	CHESTER19	19 51.446
34	HS2750	PECTINIIDAE	OXYPORA	GLABRA	15M	CHESTER19	19 51.446
35	HS2751	MUSSIDAE	CYNARINA	LACRYMALIS	16M	CHESTER20	19 57.339
36	HS2752	EUPHYLLIDAE	CATALAPHYLLIA	JARDINEI	16M	CHESTER20	19 57.339
37	HS2753	ACROPORIDAE	MONTIPORA	SP.	16M	CHESTER20	19 57.339
38	HS2754	FAVIIDAE	CYPHASTREA	SERAILIA	16M	CHESTER20	19 57.339

Annex 2-2-1. List of samples collected during the CHESTER2010 mission and integrated into the reference collection of IRD in Noumea.

All samples have been photographed in situ and collected by G. Lasne; a complementary identification through binocular lens was operated in Noumea by M. Pichon.

LONGITUDE	DATE	LOCALISATION/ LOCATION
158 27.782	11/08/2010	MASSIF CORALLIEN - À 1 MILE À L'EST DES L'ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 27.782	11/08/2010	MASSIF CORALLIEN - À 1 MILE À L'EST DES L'ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 27.782	11/08/2010	MASSIF CORALLIEN - À 1 MILE À L'EST DES L'ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 27.782	11/08/2010	MASSIF CORALLIEN - À 1 MILE À L'EST DES L'ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 28.404	11/08/2010	PLATIER INTÉRIEUR - ÎLOT DU MOUILLAGE (FRONT RÉCIFAL, BEACH ROCK ET PETITS MASSIFS CORALLIENS)
158 27.711	12/08/2010	GRAND MASSIF CORALLIEN À 27M DE PROFONDEUR - ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 27.711	12/08/2010	GRAND MASSIF CORALLIEN À 27M DE PROFONDEUR - ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 27.711	12/08/2010	GRAND MASSIF CORALLIEN À 27M DE PROFONDEUR - ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 27.711	12/08/2010	GRAND MASSIF CORALLIEN À 27M DE PROFONDEUR - ÎLOTS DU MOUILLAGE
158 27.463	13/08/2010	CAILLE À PROXIMITÉ DE L'ÎLOT LOOP
158 27.463	13/08/2010	CAILLE À PROXIMITÉ DE L'ÎLOT LOOP
158 27.463	13/08/2010	CAILLE À PROXIMITÉ DE L'ÎLOT LOOP
158 27.463	13/08/2010	CAILLE À PROXIMITÉ DE L'ÎLOT LOOP
158 22.395	14/08/2010	PASSE EXTÉRIEURE PROCHE DE L'ÎLOT DU PASSAGE
158 22.395	14/08/2010	PASSE EXTÉRIEURE PROCHE DE L'ÎLOT DU PASSAGE
158 22.395	14/08/2010	PASSE EXTÉRIEURE PROCHE DE L'ÎLOT DU PASSAGE
158 24.576	14/08/2010	PENTE EXTERNE PROCHE DE L'ÎLOT DU PASSAGE (ÉPAVE ISABELLA)
158 22.395	14/08/2010	PASSE EXTÉRIEURE PROCHE DE L'ÎLOT DU PASSAGE
158 24.576	14/08/2010	PENTE EXTERNE PROCHE DE L'ÎLOT DU PASSAGE (ÉPAVE ISABELLA)
158 21.182	15/08/2010	PENTE EXTERNE - ÎLOT DU PASSAGE
158 21.182	15/08/2010	PENTE EXTERNE - ÎLOT DU PASSAGE
158 21.182	15/08/2010	PENTE EXTERNE - ÎLOT DU PASSAGE
158 19.203	15/08/2010	PLATIER EXTERNE - ILE LONGUE
158 19.203	15/08/2010	PLATIER EXTERNE - ILE LONGUE
158 18.148	16/08/2010	PENTE EXTERNE - ILE LONGUE
158 18.148	16/08/2010	PENTE EXTERNE - ILE LONGUE
158 18.148	16/08/2010	PENTE EXTERNE - ILE LONGUE
158 18.148	16/08/2010	PENTE EXTERNE - ILE LONGUE
158 18.148	16/08/2010	PENTE EXTERNE - ILE LONGUE
158 22.627	16/08/2010	MASSIF CORALLIEN AU MILIEU DU LAGON SUD
158 22.627	16/08/2010	MASSIF CORALLIEN AU MILIEU DU LAGON SUD
158 22.627	16/08/2010	MASSIF CORALLIEN AU MILIEU DU LAGON SUD
158 27.931	17/08/2010	PETIT MASSIF DE LAGON PENTE SÉDIMENTAIRE (2 À 3M DE HAUTEUR)
158 27.931	17/08/2010	PETIT MASSIF DE LAGON PENTE SÉDIMENTAIRE (2 À 3M DE HAUTEUR)
158 27.931	17/08/2010	PETIT MASSIF DE LAGON PENTE SÉDIMENTAIRE (2 À 3M DE HAUTEUR)
158 27.931	17/08/2010	PETIT MASSIF DE LAGON PENTE SÉDIMENTAIRE (2 À 3M DE HAUTEUR)

Annex 3-1. Number of targeted marine invertebrates recorded at each site.

Holothurians/*Sea cucumbers*

228 Contribution à l'inventaire biologique et à l'évaluation des ressources sur les récifs des Chesterfield

Trocas/*Trochus*

Espèces/ Species	Sites (Numéro de la station et profondeur)/ Sites (Station number and depth)			TOTAL
	CH	Depth	Count	
<i>Trochus niloticus</i>	CH 20	17 m		0
	CH 19	12 m		0
	CH 18	8 m		0
	CH 18	12 m		0
	CH 17	2 m		0
	CH 16	2 m		0
	CH 15	12 m		0
	CH 14	0.5–3 m		0
	CH 13	6 m		0
	CH 13	13 m		0
	CH 12	10 m	1	1
	CH 11	2 m	1	1
	CH 10	1.5 m		0
	CH 9	10 m		0
	CH 8	6 m		0
	CH 8	13 m		0
	CH 7	2 m		0
	CH 6	4 m		0
	CH 5	5.5 m		0
	CH 5	13 m		0
	CH 4	0 m		0
	CH 4	3 m		0
	CH 3	1 m		0
	CH 2	7.5 m		0
	CH 1	13 m		0
	TOTAL			2
	TOTAL			2

Bénitiers/*Giant clams*

Espèces/ Species	Sites (Numéro de la station et profondeur)/ Sites (Station number and depth)			TOTAL
	CH	Depth	Count	
<i>Tridacna crocea</i>	CH 20	17 m		0
	CH 19	12 m		4
	CH 18	8 m		5
	CH 18	12 m		4
	CH 17	2 m	1	3
	CH 16	2 m		0
	CH 15	12 m		14
	CH 14	0.5–3 m	1	11
	CH 13	6 m	2	14
	CH 13	13 m		12
	CH 12	10 m	2	13
	CH 11	2 m		0
	CH 10	1.5 m		0
	CH 9	10 m		0
	CH 8	6 m	1	6
	CH 8	13 m		2
	CH 7	2 m	1	1
	CH 6	4 m	3	4
	CH 5	5.5 m	6	10
	CH 5	13 m		1
	CH 4	0 m		0
	CH 4	3 m		0
	CH 3	1 m		0
	CH 2	7.5 m		0
	CH 1	13 m	3	7
	TOTAL			111
<i>T. derasa</i>	CH 20	17 m		0
	CH 19	12 m	2	4
	CH 18	8 m		5
	CH 18	12 m		4
	CH 17	2 m		3
	CH 16	2 m		0
	CH 15	12 m		14
	CH 14	0.5–3 m		11
	CH 13	6 m		14
	CH 13	13 m		12
	CH 12	10 m		13
	CH 11	2 m		0
	CH 10	1.5 m		0
	CH 9	10 m		0
	CH 8	6 m		6
	CH 8	13 m		2
	CH 7	2 m		1
	CH 6	4 m		4
	CH 5	5.5 m		10
	CH 5	13 m		1
	CH 4	0 m		0
	CH 4	3 m		0
	CH 3	1 m		0
	CH 2	7.5 m		0
	CH 1	13 m		0
	TOTAL			111
	TOTAL			111

Totalité des invertébrés marins ciblés/*All targeted marine invertebrates.*

Blank columns indicate that no individual of that species was observed during the sampling period.

Invertébrés marins ciblés/ Targeted marine invertebrates	Sites (Numéro de la station et profondeur)/Sites (Station number and depth)		TOTAL		Holothuries/ Sea cucumbers	Bénitiers/ Giant clams	Trocas/ Trochus	Total
	CH	Depth	Count	Count				
	CH 1	13 m	3	93	7	0	0	10
	CH 2	7.5 m	31	93	0	0	0	31
	CH 3	1 m	19	31	0	0	0	19
	CH 4	3 m	6	19	0	0	0	6
	CH 4	0 m	7	6	1	0	0	8
	CH 5	13 m	7	7	0	0	0	17
	CH 5	5.5 m	5	7	4	0	0	9
	CH 6	4 m	22	5	1	0	0	23
	CH 7	2 m	14	22	2	0	0	16
	CH 8	13 m	0	14	6	0	0	6
	CH 8	6 m	13	0	0	0	0	13
	CH 9	10 m	0	13	0	0	0	0
	CH 10	1.5 m	1	0	0	0	1	2
	CH 11	2 m	0	1	0	1	0	14
	CH 12	10 m	2	0	12	0	0	14
	CH 13	13 m	0	2	14	0	0	14
	CH 13	6 m	2	0	14	0	0	13
	CH 14	0.5-3 m	2	2	11	0	0	13
	CH 15	12 m	1	1	14	0	0	15
	CH 16	2 m	2	2	0	0	0	2
	CH 17	2 m	0	0	3	0	0	3
	CH 18	12 m	0	0	4	0	0	4
	CH 18	8 m	0	0	5	0	0	5
	CH 19	12 m	2	2	4	0	0	6
	CH 20	17 m	37	37	0	0	0	37
	TOTAL		267		111	2		380

Annexe 3-2. Caractéristiques de certaines espèces d'holothuries commerciales.

Annex 3-2. Characteristics of selected commercial sea cucumber species.

Espèces/Species	Longueur moyenne (cm)/ Average length (cm)	Poids moyen (kg)/ Average wet weight (kg)	Épaisseur de la paroi du corps (cm)/ Body wall thickness (cm)	Préférence de l'habitat /Habitat preference	Profondeur moyenne (m)/Depth range (m)
<i>Actinopyga echinites</i>	20	0.3	0.7	Platiers des récifs frangeants et des îlots lagunaires, débris récifaux/ <i>Reef flats of fringing and lagoon-islet reefs, rubble reefs and compact flats</i>	0–12
<i>A. lecanora</i>	25	0.4	0.6	Substrats durs (nocturne)/ <i>Hard substrates (nocturnal)</i>	0–20
<i>A. mauritiana</i>	20	0.3	0.6	Platiers extérieurs et récifs frangeants, principalement dans la zone littorale/ <i>Outer-reef flats and fringing reefs, mostly in the surf zone</i>	0–20
<i>A. miliaris</i>	25	0.4	0.6	Platiers des récifs frangeants et des îlots lagunaires, jamais sur les barrières récifales/ <i>Reef flats of fringing and lagoon-islet reefs, never found on barrier reefs</i>	0–10
<i>Bohadschia argus</i>	36	1.8	1.0	Platiers et pentes des barrières récifales, ou lagons extérieurs sur le sable blanc/ <i>Barrier-reef flats and slopes, or outer lagoons on white sand</i>	0–30
<i>B. similis</i>	18	0.3	0.4	Lagons côtiers et platiers récifaux intérieurs, souvent enfouis dans les fonds sableux-vaseux/ <i>Coastal lagoons and inner-reef flats, often burrowed in sandy-muddy bottoms</i>	0–3
<i>B. vitiensis</i>	32	1.2	0.7	Lagons côtiers et platiers récifaux intérieurs, souvent enfouis dans les fonds sableux-vaseux/ <i>Coastal lagoons and inner-reef flats, often burrowed in sandy-muddy bottoms</i>	0–20
<i>Holothuria atra</i>	20	0.2	0.4	Platiers récifaux intérieurs, extérieurs, arrière-récifs, lagons côtiers peu profonds/ <i>Inner- and outer-reef flats and back-reefs or shallow-coastal lagoons</i>	0–20
<i>H. coluber</i>	40	0.3	0.4	Platiers récifaux intérieurs, extérieurs, arrière-récifs, lagons côtiers peu profonds/ <i>Inner- and outer-reef flats and back-reefs or shallow-coastal lagoons</i>	0–15
<i>H. edulis</i>	20	0.2	0.3	Platiers des récifs frangeants et des îlots lagunaires, lagons côtiers peu profonds/ <i>Inner-reef flats of fringing and lagoon-islets reefs, and shallow-coastal lagoons</i>	0–30
<i>H. fuscogilva</i>	42	2.4	1.2	Récifs de la barrière extérieure et passes, et herbiers peu profonds/ <i>Outer-barrier reefs and passes, also on shallow seagrass beds</i>	0–40

<i>H. fuscopunctata</i>	36	1.5	1.0	Pentes récifales et herbiers peu profonds/ <i>Reef slopes and shallow seagrass beds</i>	0–25
<i>H. leucospilota</i>	20	0.2	0.2	Débris, débris consolidés et rochers/ <i>Rubble, consolidated rubble and boulder</i>	0–5
<i>H. scabra</i>	22	0.3	0.6	Platiers récifaux intérieurs des récifs frangeants, îlots lagunaires/ <i>Inner reef flats of fringing reefs, lagoon-islets</i>	0–15
<i>H. whitmaei</i>	37	1.7	1.2	Platiers récifaux, pentes et herbiers peu profonds/ <i>Reef flats, slopes and shallow seagrass beds</i>	0–20
<i>Pearsonothuria graeffei</i>	35	0.7	0.4	Pentes récifales, proches de la côte/ <i>Reef slopes, close to the coast</i>	0–25
<i>Stichopus chloronotus</i>	18	0.1	0.2	Platiers récifaux et pentes supérieures, principalement sur des substrats durs/ <i>Reef flats and upper slopes, mostly on hard substrates</i>	0–15
<i>S. hermanni</i>	35	1.0	0.8	Herbiers, débris et fonds sableux-vaseux/ <i>Seagrass beds, rubble and sandy-muddy bottoms</i>	0–25
<i>S. horrens</i>	20	0.2	0.2	Platiers récifaux et pentes supérieures, principalement sur des substrats durs/ <i>Reef flats and upper slopes, mostly on hard substrates</i>	0–15
<i>Thelenota ananas</i>	45	2.5	1.5	Pentes récifales et passes, fonds durs avec des parcelles de larges débris et coraux/ <i>Reef slopes and near passes, hard bottoms with large rubble and coral patches</i>	0–25
<i>T. anax</i>	55	3.5	1.5	Pentes récifales, lagon extérieur et passes, parcelles de larges débris et sable/ <i>Reef slopes, outer lagoon and near passes, large rubble and sand patches</i>	10–30

Source: Kinch *et al.* (2008).

Annexe 3-3. Précédentes densités d'holothuries enregistrées en Nouvelle-Calédonie.

Annex 3-3. Previous sea cucumber densities recorded in New Caledonia.

Les cases blanches indiquent qu'aucun individu de l'espèce n'a été observé lors de l'échantillonnage. / Column is left blank where no individual of that species was observed during the study.

Nouvelle-Calédonie / New Caledonia

Espèces/Species	Densités (individus/ha) / Densities (ind./ha)	Espèces/Species	Densités (individus/ha) / Densities (ind./ha)
<i>Actinopyga echinites</i>	847	<i>H. lessoni</i> (<i>scabra</i> var. <i>versicolor</i>)	82
<i>A. mauritiana</i>	866	<i>H. whitmaei</i>	13
<i>A. miliaris</i>	512	<i>Stichopus chloronotus</i>	286
<i>Holothuria atra</i>	545	<i>Thelenota ananas</i>	18
<i>H. fuscogilva</i>	11	<i>T. anax</i>	14
<i>H. scabra</i>	683		

Source: Conand (1989).

PROCFish/C (densités moyennes, individus/ha - Average densities, ind./ha)

Espèces/Species	Ouassé	Thio	Luengoni	Oundjo	Moindou	Total	Moyenne/ Average
<i>Actinopyga echinites</i>		0,2				0,2	0,04
<i>A. lecanora</i>	42,3	32,2		8,7		83,2	16,64
<i>A. mauritiana</i>	31,8	170,2	56,7	106,0	14,4	379,1	75,82
<i>A. miliaris</i>	135,0	17,8		4,8	6,3	163,9	32,78
<i>A. palauensis</i>	3,0	1,3		12,3		16,6	3,32
<i>A. spinea</i>		3,5			2,1	5,6	1,12
<i>Bohadschia argus</i>	85,4	44,2	40,5	139,2	50,8	360,1	72,02
<i>B. graeffei</i>	231,9	75,7			0,2	307,8	61,56
<i>B. similis</i>				737,4	3379,2	4116,6	823,32
<i>B. vitiensis</i>	2,9		0,4		0,2	3,5	0,70
<i>Holothuria atra</i>	256,8	411,4	118,1	1108,5	64,6	1959,4	391,88
<i>H. coluber</i>	6,9	4,7		7,5		19,1	3,82
<i>H. edulis</i>	144,8	84,0		13,5	6,4	248,7	49,74
<i>H. fuscogilva</i>	2,4	2,4			20,4	25,2	5,04
<i>H. fuscopunctata</i>	11,6	26,8	1,9		6,8	47,1	14,82
<i>H. scabra</i>				909,5		909,5	181,90
<i>H. lessoni</i>		1,7				1,7	0,34
<i>H. whitmaei</i>	29,1	8,8	122,2	25,6	74,2	259,9	51,98
<i>Stichopus chloronotus</i>	325,1	985,4		456,4	56,3	1823,2	364,64
<i>S. hermanni</i>	7,9	1,1		0,8	6,1	15,9	3,18
<i>S. horrens</i>				53,7		53,7	10,74
<i>Thelenota ananas</i>	0,5	4,1	3,2	5,4	2,2	15,4	3,08
<i>T. anax</i>	4,8				6,8	11,6	2,32

Source: Kronen et al. (2009).

Projet WorldFish Center/ZeNeCo (densités moyennes, individus/ha)/
WorldFish Center Project/ZeNeCo (Average densities, individuals/ha)

Espèces/Species	Crête/ Crest	Lagon/ Lagoon	Passe/ Channel	Pente avant/ Xdjds slope	Platier/ Reef flat	Total	Moyenne/ Average
<i>Actinopyga echinites</i>	1,65	3,26	0,29	0,05	9,35	14,60	2,92
<i>A. mauritiana</i>	8,12			0,45	0,20	8,77	1,75
<i>A. miliaris</i>	0,69	3,78	1,16	0,05	3,57	9,25	1,85
<i>A. palauensis</i>	0,35	0,36	9,88	3,40		13,99	2,80
<i>A. spinea</i>	0,43	2,57	11,35	0,33	4,59	19,27	3,85
<i>Holothuria fuscogilva</i>		0,59	3,10	0,09	0,15	3,93	0,78
<i>H. whitmaei</i>	1,13	2,39	4,84	2,80	3,67	14,83	2,96
<i>Stichopus chloronotus</i>	17,10	3,06	0,39	1,70	65,08	87,33	17,47
<i>S. hermanni</i>		3,70	7,31	3,29	2,82	17,12	3,42
<i>Thelenota ananas</i>		2,53	5,86	4,87		13,26	2,65

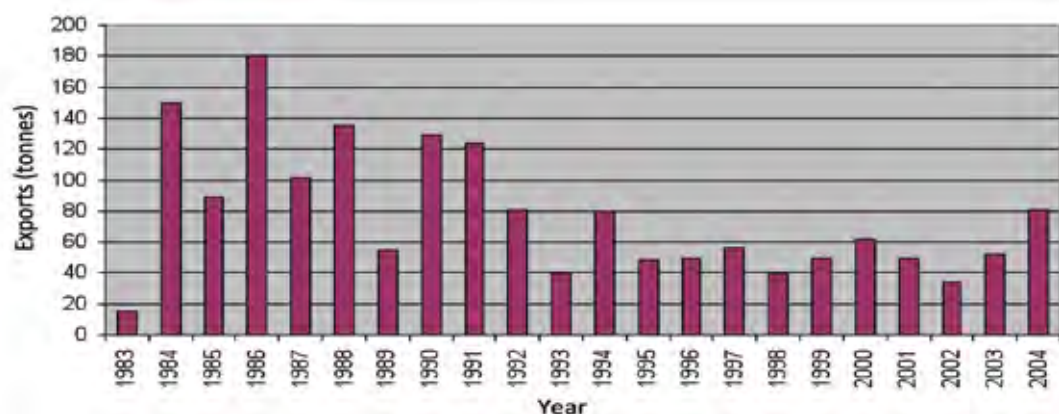
Source: Purcell et al. (2009a).

Annexe 3-4. Exportations de bêche-de-mer depuis la Nouvelle-Calédonie
(1983–2004).

Annex 3-4. Sea cucumber exports from New Caledonia (1983–2004).

Année/ Year	Exportations (tonnes) /Exports (t)	Année/ Year	Exportations (tonnes)//Exports (t)	Année/ Year	Exportations (tonnes)/ Exports (t)
1983	15,0	1991	123,6	1998	39,1
1984	150,0	1992	80,3	1999	49,0
1985	89,0	1993	39,5	2000	62,0
1986	180,0	1994	79,9	2001	49,0
1987	101,6	1995	48,0	2002	34,0
1988	135,8	1996	49,2	2003	52,0
1989	54,9	1997	56,5	2004	81,0
1990	129,4	1997	56,5		

Source: Kinch et al. (2008).



Annexe 5-1. Détail de l'espèce, taille, sexe et lieux de capture des requins (côtiers n=19 et tigres n=6) échantillonnés en ADN au cours de CHESTER2010.

Annex 5-1. Details of the species, size, sex and location of capture for the (coastal n=19 and tiger n=6) sharks sampled for DNA during CHESTER2010 mission.

Espèces/Species	Référence prélèvement)/ Sample ID	Taille (LT/cm)/ Size (TL/cm)	Sexe/ sex	Lieu de capture/capture location
<i>Galeocerdo cuvier</i>	Gc Chd 1	260	F	inside long island
	Gc Chd 2	310	F	inside long island
	Gc Chd 3	330	F	inside long island
	Gc Chd 4	270	F	inside long island
	Gc Chd 5	330	F	inside long island
	Gc Chd 6	310	M	inside long island
<i>Carcharhinus amblyrhynchos</i>	Ca Chd 1	80	F	inside long island, from the boat
	Ca Chd 2	120	M	inside long island, from the boat
	Ca Chd 3	110	F	inside long island, from the beach
	Ca Chd 4	120	F	inside long island, from the beach
	Ca Chd 5	90	F	inside long island, from the beach
	Ca Chd 6	90	M	North pass long island
	Ca Chd 7	100	F	North pass long island
	Ca Chd 8	120	F	North pass long island
	Ca Chd 9	120	M	On a tiger line
	Ca Chd 10	90	F	Loop island East
	Ca Chd 11	120	F	North pass long island
	Ca Chd 12	160	F	North pass long island
<i>C. melanopterus</i>	Cm Chd 1	150	F	inside long island, from the beach
	Cm Chd 2	130	M	Loop island East
	Cm Chd 3	70	M	Loop island East
	Cm Chd 4	70	F	Loop island East
<i>Trinodon obesus</i>	To Chd 1	110	F	inside long island, from the boat
	To Chd 2	120	F	inside long island, from the beach
<i>C. alimarginatus</i>	ST Chd 1	90	F	North pass long island

Annexe 4-1. Biomasse (g/m²) par transect des espèces de poissons commerciaux

Les espèces sont présentées par famille dans l'ordre alphabétique. Les renvois numériques correspondant aux familles suivantes: (1) Tylosauridae; (2) Cirrithidae; (3) Dasyatidae; (4) Mugilidae; (5) Némiptéridae; (6) Priacanthidae; (7) Scombridae; (8) Sphyaenidae et (9) Synodontidae.

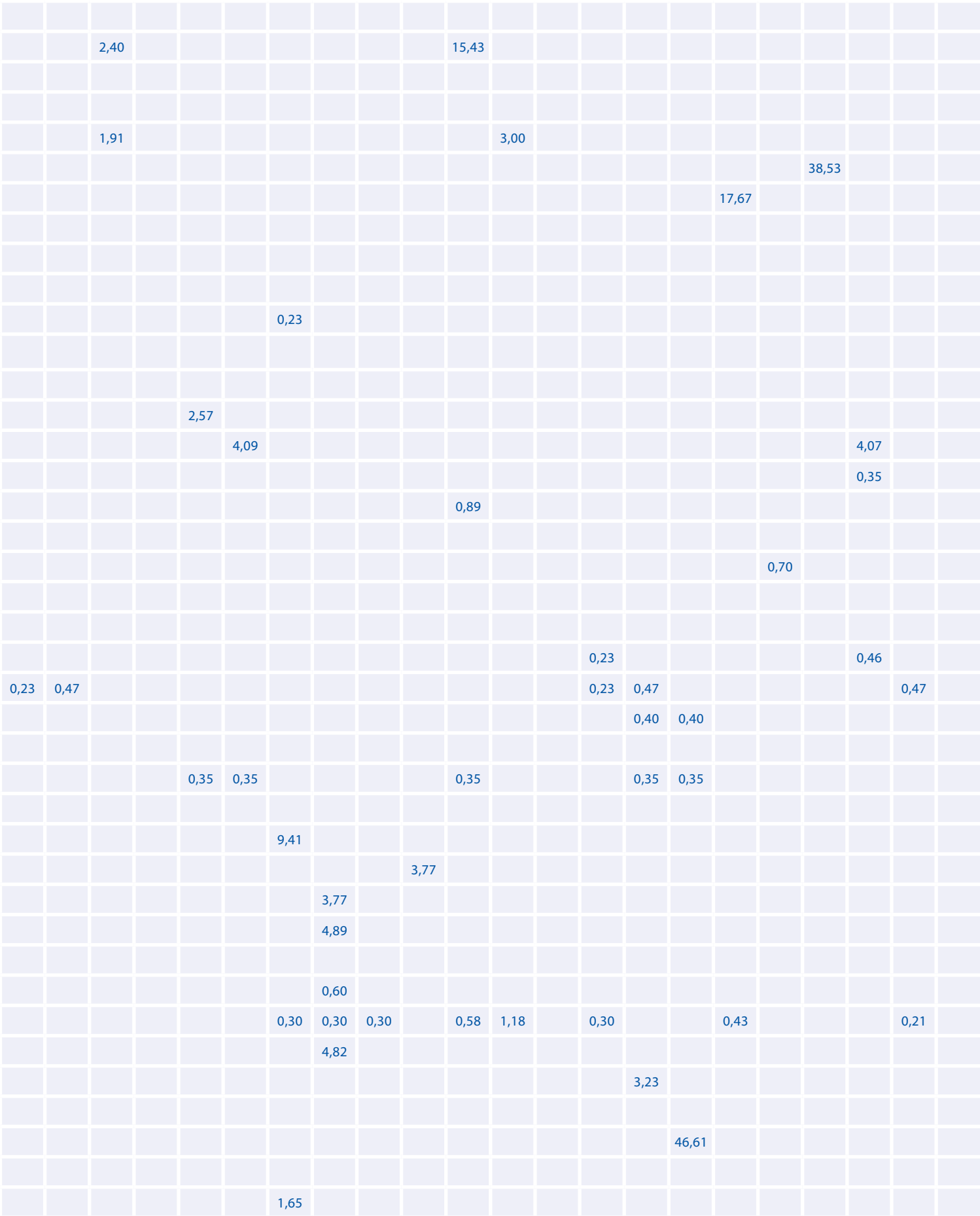
	Espèce/species	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Acanthuridae	<i>Acanthurus albipectoralis</i>						6,79	10,23			8,95					6,39	
	<i>Acanthurus blochii</i>	14,13	12,35														
	<i>Acanthurus dussumieri</i>			2,94					5,87								
	<i>Acanthurus leucopareius</i>																
	<i>Acanthurus lineatus</i>																
	<i>Acanthurus mata</i>			8,74			2,85				8,74			0,97			
	<i>Acanthurus nigricans</i>																
	<i>Acanthurus nigricauda</i>								8,88								
	<i>Acanthurus olivaceus</i>																
	<i>Acanthurus sp.</i>												6,79				
	<i>Acanthurus thompsoni</i>								21,31			2,49		6,39			1,70
	<i>Acanthurus triostegus</i>			13,97	3,35	0,84	0,84					8,38	0,56				
	<i>Acanthurus xanthopterus</i>																
	<i>Ctenochaetus binotatus</i>									6,36							
	<i>Ctenochaetus striatus</i>					3,24	7,78		64,83	8,95	19,45	2,59	3,24		9,85	3,89	
	<i>Naso annulatus</i>			3,18													
	<i>Naso brachycentron</i>			14,13					10,70					21,81			
	<i>Naso brevirostris</i>															1,31	
	<i>Naso hexacanthus</i>								8,87							4,69	
	<i>Naso lituratus</i>			4,74					8,88	5,92	10,65					1,18	
	<i>Naso tuberosus</i>			21,81				5,35	7,07	35,33							
	<i>Naso unicornis</i>			52,18						69,57	18,52			0,63		3,27	
	<i>Naso vlamingii</i>															1,71	
	<i>Prionurus maculatus</i>																
	<i>Zebrasoma veliferum</i>									4,17							
Balistidae	<i>Balistapus undulatus</i>	0,30															
	<i>Pseudobalistes fuscus</i>																1,73
	<i>Rhinecanthus aculeatus</i>		0,41														
	<i>Sufflamen bursa</i>							0,84									
(1)	<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>																
Caesionidae	<i>Caesio caerulea</i>																8,28
	<i>Caesio cuning</i>								68,68								
	<i>Caesio teres</i>																
	<i>Pterocaesio digramma</i>																
	<i>Pterocaesio pisang</i>							116					348				
	<i>Pterocaesio sp.</i>														3,58		
	<i>Pterocaesio tile</i>							58,95	5,90								

Annex 4-1. Biomass (g/m²) per transect of finfish of commercial interest

Species are presented by families in alphabetical order. Numerical links correspond to the following families: (1) Tylosaudridae; (2) Cirrithidae; (3) Dasyatidae; (4) Mugilidae; (5) Némptéridae; (6) Priacanthidae; (7) Scombridae; (8) Sphyaenidae et (9) Synodontidae.

17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
								25,57	4,26												
				4,41													2,21				
				8,70	4,35												5,87				
														1,70							
						8,29	16,58	11,32	11,32					84,93	56,62		2,83		2,83		
				1,46																	
2,98	3,60																				
												1,66	11,32								
8,10				5,66								8,52	3,41								
		33,52	1,68									8,38	16,76								
				2,74	2,74																
				4,53	4,53	7,95	6,36	4,53	3,18			4,08	4,08			4,53					
3,24	3,89			324,14		45,38	34,41	35,66	19,45	22,69	12,97	32,41	19,45	19,45	19,45	25,93	38,90	25,93	12,97		
				1,59																	
												13,00									
										73,89											
1,17				5,92		11,84	2,96		11,84	4,74	17,76							4,14	2,96		
														3,21	3,21		17,67				
	3,53			1,25		10,89		12,53	4,42			13,07	13,07		35,34	3,27					
				1,18	1,18																
						15,75															
														0,41							
												0,21									
				23,04																	
				9,82																	
				8,45	4,23																
				3,49	5,23																
				10,03	40,12				83,17								802		32,09		

	<i>Pterocaesio trilineata</i>							23,28									
Carangidae	<i>Carangoides ferdau</i>																
	<i>Carangoides fulvoguttatus</i>								4,14								
	<i>Caranx ignobilis</i>						21,70										
	<i>Caranx melampygus</i>							14,99						1,91			
	<i>Decapterus russelli</i>																
	<i>Elagatis bipinnulata</i>							7,04									
	<i>Gnathanodon speciosus</i>						29,30										
	<i>Scomberoides lysan</i>													4,24	1,80		
	<i>Trachinotus bailloni</i>	8,80															
(2)	<i>Paracirrhites hemistictus</i>																
(3)	<i>Dasyatis kuhlii</i>															9,31	
Haemulidae	<i>Diagramma pictum</i>						17,62						1,76				
	<i>Plectorhinchus chaetodonoides</i>			3,68				5,07									
	<i>Plectorhinchus picus</i>																
Holocentridae	<i>Myripristis adusta</i>							0,35									
	<i>Myripristis kuntee</i>								2,68		0,45						
	<i>Myripristis murdjan</i>							0,70									
	<i>Myripristis pralinia</i>																
	<i>Myripristis violacea</i>							0,71									
	<i>Neoniphon argenteus</i>							0,44									
	<i>Neoniphon opercularis</i>			0,31		0,23			0,93								
	<i>Neoniphon sammara</i>			0,63	1,87			1,26	0,95			0,23	0,32				
	<i>Sargocentron caudimaculatum</i>			0,94				0,47									
	<i>Sargocentron diadema</i>							2,17		0,65							
	<i>Sargocentron spiniferum</i>							0,25		1,01				0,70			
	<i>Sargocentron violaceum</i>						0,59										
Kyphosidae	<i>Kyphosus bigibbus</i>						34,75										
	<i>Kyphosus cinerascens</i>						4,63										
	<i>Kyphosus pacificus</i>																
	<i>Kyphosus vaigiensis</i>																
Labridae	<i>Bodianus loxozonus</i>						1,05										
	<i>Bodianus perditio</i>																
	<i>Cheilinus fasciatus</i>			1,71	0,86	0,30				0,59							
	<i>Cheilinus undulatus</i>																
	<i>Hemigymnus fasciatus</i>			0,81						0,40	0,61				0,59		
	<i>Hemigymnus melapterus</i>								2,01		2,36						
	<i>Gnathodentex aureolineatus</i>			6,27													
	<i>Gymnocranius microdon</i>			0,70													
	<i>Lethrinus erythracanthus</i>																



Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i>			0,93							0,61					
	<i>Lethrinus lentjan</i>						2,03									
	<i>Lethrinus miniatus</i>								1,82							
	<i>Lethrinus nebulosus</i>												2,36			
	<i>Lethrinus olivaceus</i>															
	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>			7,32												
	<i>Lethrinus xanthochilus</i>															
	<i>Monotaxis grandoculis</i>						13,37	82,27				1,54	13,87	5,35	9,36	
	<i>Monotaxis heterodon</i>															
Lutjanidae	<i>Aphareus furca</i>							3,90							0,97	
	<i>Aphareus rutilans</i>							7,80								
	<i>Aprion virescens</i>	3,68					7,36							3,68		3,68
	<i>Lutjanus adetii</i>														5,11	
	<i>Lutjanus bohar</i>		4,12			4,97	7,45	6,60					17,17	4,97		
	<i>Lutjanus fulvus</i>							12,12								
	<i>Lutjanus gibbus</i>							225,73								
	<i>Lutjanus kasmira</i>							564,96								
	<i>Lutjanus quinquelineatus</i>							1135,54								
	<i>Macolor macularis</i>															
	<i>Macolor niger</i>															
(4)	<i>Crenimugil crenilabis</i>															
	<i>Mugil sp.</i>						79,14									
Mullidae	<i>Mulloidichthys flavolineatus</i>			2,85				4,15								34,85
	<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>							16,26	14,64							
	<i>Parupeneus barberinoides</i>					1,71					1,96	0,92	2,06			1,02
	<i>Parupeneus barberinus</i>			6,30						1,81		0,41	1,21			
	<i>Parupeneus bifasciatus</i>				2,76			6,86								
	<i>Parupeneus cyclostomus</i>			11,49		1,02					4,12					
	<i>Parupeneus indicus</i>															
	<i>Parupeneus multifasciatus</i>		1,23					7,36		2,73	2,45	1,47		4,09	1,71	6,93
	<i>Parupeneus pleurostigma</i>															2,76
	<i>Upeneus tragula</i>		3,10	1,55												
(5)	<i>Scolopsis bilineata</i>							14,11								
	<i>Scolopsis lineatus</i>					5,15					2,15					
	<i>Scolopsis trilineatus</i>			1,59												0,86
(6)	<i>Priacanthus hamrur</i>															
	<i>Cetoscarus bicolor</i>								5,11	17,18				1,72		
	<i>Chlorurus bleekeri</i>															
	<i>Chlorurus frontalis</i>									4,35						
	<i>Chlorurus microrhinos</i>								10,85	32,54	36,15			1,81	13,75	

Scaridae	<i>Chlorurus sordidus</i>							15,20	12,24		7,53	4,71			8,47	
	<i>Hipposcarus longiceps</i>		13,74						13,74	54,34	6,87		28,33	4,35	11,96	
	<i>Scarus altipinnis</i>									15,79						
	<i>Scarus chameleon</i>															
	<i>Scarus dimidiatus</i>								11,43							
	<i>Scarus frenatus</i>															
	<i>Scarus ghobban</i>															
	<i>Scarus globiceps</i>															
	<i>Scarus longipinnis</i>															
	<i>Scarus niger</i>													0,70		
	<i>Scarus oviceps</i>									5,22	1,27	0,63				
	<i>Scarus psittacus</i>							0,87							0,91	
	<i>Scarus rivulatus</i>														5,54	
	<i>Scarus rubroviolaceus</i>															
	<i>Scarus schlegeli</i>															
	<i>Scarus sp.</i>															
	<i>Scarus spinus</i>															
(7)	<i>Gymnosarda unicolor</i>															
Serranidae	<i>Anyperodon leucogrammicus</i>															
	<i>Cephalopholis argus</i>													0,93		
	<i>Cephalopholis microprion</i>													0,34	0,39	
	<i>Cephalopholis miniata</i>														0,68	
	<i>Cephalopholis urodeta</i>															
	<i>Epinephelus cyanopodus</i>	7,61	15,21													8,62
	<i>Epinephelus fasciatus</i>													0,25		
	<i>Epinephelus maculatus</i>		0,85													
	<i>Epinephelus merra</i>			0,46					0,46							
	<i>Epinephelus polyphkadion</i>									1,97						
	<i>Plectropomus laevis</i>						27,02	3,64					6,76			
	<i>Plectropomus leopardus</i>							1,87		1,87						
	<i>Variola louti</i>															
Siganidae	<i>Siganus argenteus</i>			19,38	37,39			18,70		22,44	6,09		27,69	5,54	18,70	
	<i>Siganus lineatus</i>									13,62						
	<i>Siganus punctatissimus</i>															
	<i>Siganus punctatus</i>															
	<i>Siganus spinus</i>			5,72												
(8)	<i>Sphyaena barracuda</i>															
	<i>Sphyaena qenie</i>															
(9)	<i>Saurida gracilis</i>															
	<i>Synodus variegatus</i>															

8,48	16,01			4,71	4,71	18,83	4,71	11,88	4,71	16,59	14,19	10,36	11,77	28,25	28,25	17,98	17,02	8,44			
								1,72													
				17,51	17,51			14,03	1,78	2,20							8,56				
				1,27		1,27				4,35											
							1,09			12,70											
						3,43	3,43														
	2,05			6,55	6,55						1,18										
										1,27											
										0,63											
						2,00		3,49	1,40				1,40								
	0,63			12,70					3,27	2,66											
																	4,76				
				25,75		8,58				4,35											
					6,53	6,53	1,31	3,26	2,23	4,46	3,92			3,65			5,61				
											1,27					1,27					
				1,27						1,78						1,27	0,89				
				3,99																	
										0,85											
						4,55	1,52			3,03							1,52				
										0,48											
				0,28	0,28	1,05	0,52														
	0,30																				
										1,29							1,97		1,29		
				11,13		33,39	11,13			6,76							33,39	18,72			
				9,37	1,87			7,50	3,75	3,74	2,49						3,75	3,75	3,75		
				1,38	1,38	4,18	2,09			5,54	2,77					2,77	1,38				
5,54		14,96		7,48	7,48					5,54	8,31					3,74				7,20	5,54
																				2,72	
				1,91																	
																	1,44				
																26,52	4,43				
				88,89																	
					0,17																
				0,60																	

Annexe 4-2. Densité (ind/m²) par transect des espèces de poissons commerciaux

Les espèces sont présentées par famille dans l'ordre alphabétique. Les renvois numériques correspondant aux familles suivantes: (1) Tylosauridae; (2) Cirrithidae; (3) Dasyatidae; (4) Mugilidae; (5) Némptéridae; (6) Priacanthidae; (7) Scombridae; (8) Sphyaenidae et (9) Synodontidae.

	Espèce/species	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Acanthuridae	<i>Acanthurus albipectoralis</i>						0,024	0,048			0,042					0,03	
	<i>Acanthurus blochii</i>	0,048	0,056														
	<i>Acanthurus dussumieri</i>			0,004					0,008								
	<i>Acanthurus leucopareius</i>																
	<i>Acanthurus lineatus</i>																
	<i>Acanthurus mata</i>			0,036			0,008				0,036			0,004			
	<i>Acanthurus nigricans</i>																
	<i>Acanthurus nigricauda</i>								0,04								
	<i>Acanthurus olivaceus</i>																
	<i>Acanthurus sp.</i>											0,024					
	<i>Acanthurus thompsoni</i>								0,1			0,016		0,03			0,008
	<i>Acanthurus triostegus</i>			0,1	0,024	0,006	0,006					0,06	0,004				
	<i>Acanthurus xanthopterus</i>																
	<i>Ctenochaetus binotatus</i>									0,04							
	<i>Ctenochaetus striatus</i>					0,02	0,048		0,4	0,04	0,12	0,016	0,02		0,044	0,024	
	<i>Naso annulatus</i>			0,004													
	<i>Naso brachycentron</i>			0,016					0,02					0,016			
	<i>Naso brevirostris</i>															0,002	
	<i>Naso hexacanthus</i>								0,012							0,01	
	<i>Naso lituratus</i>			0,016					0,03	0,02	0,036					0,004	
	<i>Naso tuberosus</i>			0,016				0,01	0,008	0,04							
	<i>Naso unicornis</i>			0,06						0,08	0,034			0,002		0,006	
	<i>Naso vlamingii</i>															0,004	
	<i>Prionurus maculatus</i>																
	<i>Zebrasoma veliferum</i>									0,012							
Balistidae	<i>Balistapus undulatus</i>	0,002															
	<i>Pseudobalistes fuscus</i>																0,002
	<i>Rhinecanthus aculeatus</i>		0,004														
	<i>Sufflamen bursa</i>							0,004									
(1)	<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>																
Caesionidae	<i>Caesio caeruleaurea</i>																0,04
	<i>Caesio cuning</i>								0,2								
	<i>Caesio teres</i>																
	<i>Pterocaesio digramma</i>																
	<i>Pterocaesio pisang</i>								2					4			
	<i>Pterocaesio sp.</i>														0,05		
	<i>Pterocaesio tile</i>							0,4	0,04								

Annex 4-2. Density (ind/m²) per transect of finfish of commercial interest

Species are presented by families in alphabetical order. Numerical links correspond to the following families: (1)

Tylosaudridae; (2) Cirrithidae; (3) Dasyatidae; (4) Mugilidae; (5) Némiptéridae; (6) Priacanthidae; (7) Scombridae; (8) Sphyracidae et (9) Synodontidae.

[illegible]

	<i>Pterocaesio trilineata</i>						0,4									
Carangidae	<i>Carangoides ferdau</i>															
	<i>Carangoides fulvoguttatus</i>								0,004							
	<i>Caranx ignobilis</i>						0,002									
	<i>Caranx melampygus</i>							0,02					0,004			
	<i>Decapterus russelli</i>															
	<i>Elagatis bipinnulata</i>						0,016									
	<i>Gnathanodon speciosus</i>						0,012									
	<i>Scomberoides lysan</i>												0,012	0,008		
	<i>Trachinotus bailloni</i>	0,02														
(2)	<i>Paracirrhites hemistictus</i>															
(3)	<i>Dasyatis kuhlii</i>															0,002
Haemulidae	<i>Diagramma pictum</i>						0,02						0,002			
	<i>Plectorhinchus chaetodonoides</i>			0,002			0,002									
	<i>Plectorhinchus picus</i>															
Holocentridae	<i>Myripristis adusta</i>						0,002									
	<i>Myripristis kuntzei</i>								0,012		0,002					
	<i>Myripristis murdjan</i>						0,004									
	<i>Myripristis pralinia</i>															
	<i>Myripristis violacea</i>						0,004									
	<i>Neoniphon argenteus</i>						0,004									
	<i>Neoniphon opercularis</i>			0,002		0,002			0,006							
	<i>Neoniphon sammara</i>			0,004	0,016			0,008	0,006			0,002	0,002			
	<i>Sargocentron caudimaculatum</i>			0,004				0,002								
	<i>Sargocentron diadema</i>							0,02		0,006						
	<i>Sargocentron spiniferum</i>							0,002		0,008				0,004		
	<i>Sargocentron violaceum</i>						0,004									
Kyphosidae	<i>Kyphosus bigibbus</i>						0,06									
	<i>Kyphosus cinerascens</i>						0,008									
	<i>Kyphosus pacificus</i>															
	<i>Kyphosus vaigiensis</i>															
Labridae	<i>Bodianus loxozonus</i>						0,002									
	<i>Bodianus perditio</i>															
	<i>Cheilinus fasciatus</i>			0,016	0,008	0,002				0,004						
	<i>Cheilinus undulatus</i>															
	<i>Hemigymnus fasciatus</i>			0,002						0,002	0,004				0,002	
	<i>Hemigymnus melapterus</i>								0,004		0,008					
	<i>Gnathodentex aureolineatus</i>			0,036												
	<i>Gymnocranius microdon</i>			0,002												
	<i>Lethrinus erythracanthus</i>															

Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i>			0,006						0,002					
	<i>Lethrinus lentjan</i>						0,004								
	<i>Lethrinus miniatus</i>							0,004							
	<i>Lethrinus nebulosus</i>										0,002				
	<i>Lethrinus olivaceus</i>														
	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>			0,006											
	<i>Lethrinus xanthurus</i>														
	<i>Monotaxis grandoculis</i>						0,02	0,14			0,004	0,036	0,008	0,014	
	<i>Monotaxis heterodon</i>														
Lutjanidae	<i>Aphareus furca</i>							0,008						0,002	
	<i>Aphareus rutilans</i>							0,016							
	<i>Aprion virescens</i>	0,002					0,004						0,002		0,002
	<i>Lutjanus adetii</i>													0,02	
	<i>Lutjanus bohar</i>		0,008				0,004	0,006	0,008				0,004	0,004	
	<i>Lutjanus fulvus</i>							0,04							
	<i>Lutjanus gibbus</i>							0,4							
	<i>Lutjanus kasmira</i>							4							
	<i>Lutjanus quinquelineatus</i>							10							
	<i>Macolor macularis</i>														
	<i>Macolor niger</i>														
	<i>Crenimugil crenilabis</i>														
(4)	<i>Mugil sp.</i>					0,2									
Mullidae	<i>Mulloidichthys flavolineatus</i>			0,022				0,032							0,2
	<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>							0,1	0,09						
	<i>Parupeneus barberinoides</i>					0,01				0,016	0,004	0,006			0,006
	<i>Parupeneus barberinus</i>			0,058						0,012		0,002	0,004		
	<i>Parupeneus bifasciatus</i>				0,012			0,02							
	<i>Parupeneus cyclostomus</i>			0,05		0,006				0,012					
	<i>Parupeneus indicus</i>														
	<i>Parupeneus multifasciatus</i>		0,01					0,06		0,016	0,02	0,012		0,024	0,01
	<i>Parupeneus pleurostigma</i>														0,012
	<i>Upeneus tragula</i>		0,032	0,016											
(5)	<i>Scolopsis bilineata</i>							0,056							
	<i>Scolopsis lineatus</i>					0,048				0,02					
	<i>Scolopsis trilineatus</i>			0,008											0,008
(6)	<i>Priacanthus hamrur</i>														
	<i>Cetoscarus bicolor</i>							0,004	0,02				0,002		
	<i>Chlorurus bleekeri</i>														
	<i>Chlorurus frontalis</i>								0,008						
	<i>Chlorurus microrhinos</i>							0,012	0,036	0,04				0,002	0,024

Scaridae	<i>Chlorurus sordidus</i>						0,052	0,052		0,032	0,02			0,044	
	<i>Hipposcarus longiceps</i>		0,016					0,016	0,1	0,008		0,064	0,008	0,022	
	<i>Scarus altipinnis</i>								0,05						
	<i>Scarus chameleon</i>														
	<i>Scarus dimidiatus</i>							0,036							
	<i>Scarus frenatus</i>														
	<i>Scarus ghobban</i>														
	<i>Scarus globiceps</i>														
	<i>Scarus longipinnis</i>														
	<i>Scarus niger</i>												0,002		
	<i>Scarus oviceps</i>								0,024	0,004	0,002				
	<i>Scarus psittacus</i>						0,004							0,002	
	<i>Scarus rivulatus</i>													0,016	
	<i>Scarus rubroviolaceus</i>														
	<i>Scarus schlegeli</i>														
	<i>Scarus sp.</i>														
	<i>Scarus spinus</i>														
(7)	<i>Gymnosarda unicolor</i>														
Serranidae	<i>Anyperodon leucogrammicus</i>														
	<i>Cephalopholis argus</i>												0,002		
	<i>Cephalopholis microprion</i>												0,002	0,002	
	<i>Cephalopholis miniata</i>													0,002	
	<i>Cephalopholis urodeta</i>														
	<i>Epinephelus cyanopodus</i>	0,002	0,004												0,004
	<i>Epinephelus fasciatus</i>												0,002		
	<i>Epinephelus maculatus</i>		0,008												
	<i>Epinephelus merra</i>			0,004				0,004							
	<i>Epinephelus polyphkadion</i>								0,002						
	<i>Plectropomus laevis</i>						0,008	0,004				0,002			
	<i>Plectropomus leopardus</i>							0,002	0,002						
	<i>Variola louti</i>														
Siganidae	<i>Siganus argenteus</i>			0,14	0,2		0,1		0,12	0,044		0,2	0,04	0,1	
	<i>Siganus lineatus</i>								0,04						
	<i>Siganus punctatissimus</i>														
	<i>Siganus punctatus</i>														
	<i>Siganus spinus</i>			0,05											
(8)	<i>Sphyaena barracuda</i>														
	<i>Sphyaena qenie</i>														
(9)	<i>Saurida gracilis</i>														
	<i>Synodus variegatus</i>														

0,036	0,068			0,02	0,02	0,08	0,02	0,04	0,02	0,06	0,08	0,044	0,05	0,12	0,12	0,068	0,066	0,034			
								0,002													
				0,02	0,02			0,02	0,004	0,004							0,02				
				0,004		0,004				0,02											
							0,002			0,04											
						0,004	0,004														
	0,004			0,008	0,008							0,004									
										0,004											
										0,002											
						0,004		0,01	0,004				0,004								
	0,002			0,04					0,006	0,006											
																	0,014				
				0,03		0,01				0,008											
					0,02	0,02	0,004	0,01	0,01	0,02	0,012		0,008				0,024				
											0,004					0,004					
				0,004						0,004						0,004	0,002				
				0,002																	
										0,002											
						0,006	0,002			0,004							0,002				
											0,002										
				0,004	0,004	0,008	0,004														
	0,002																				
										0,002							0,002		0,002		
				0,002		0,006	0,002			0,002							0,006	0,01			
				0,01	0,002			0,008	0,004	0,006	0,004						0,004	0,004	0,004		
				0,002	0,002	0,004	0,002			0,008	0,004					0,004	0,002				
0,04		0,08		0,04	0,04					0,04	0,06					0,02				0,052	0,04
																				0,008	
				0,004																	
																	0,004				
																0,008		0,002			
				0,02																	
					0,002																
				0,004																	

Annexe 6-1. Critères globaux d'identification des ZICO

Annexe 6-1. General criteria for identification of IBAs.

GLOBAL IBA CRITERIA

A1. Globally threatened species

- I. **CRITERION:** The site is known or thought regularly to hold significant numbers of a globally threatened species, or other species of global conservation concern.

NOTES: The site qualifies if it is known, estimated or thought to hold a population of a species categorized by the IUCN Red List as Critically Endangered, Endangered or Vulnerable. In general, the regular presence of a Critical or Endangered species, irrespective of population size, at a site may be sufficient for a site to qualify as an IBA. For Vulnerable species, the presence of more than threshold numbers at a site is necessary to trigger selection. Thresholds are set regionally, often on a species by species basis. The site may also qualify if holds more than threshold numbers of other species of global conservation concern in the Near Threatened, Data Deficient and, formerly, in the no-longer recognized Conservation Dependent categories. Again, thresholds are set regionally.

A2. Restricted-range species

CRITERION: The site is known or thought to hold a significant component of a group of species whose breeding distributions define an Endemic Bird Area (EBA) or Secondary Area (SA).

NOTES: This category is for species of Endemic Bird Areas (EBAs). EBAs are defined as places where two or more species of restricted range, i.e. with world distributions of less than 50,000 km², occur together. More than 70% of such species are also globally threatened. Also included here are species of Secondary Areas. A Secondary Area (SA) supports one or more restricted-range species, but does not qualify as an EBA because less than two species are entirely confined to it. Typical SAs include single restricted-range species which do not overlap in distribution with any other such species, and places where there are widely disjunct records of one or more restricted-range species, which are clearly geographically separate from any of the EBAs.

A3. Biome-restricted species

CRITERION: The site is known or thought to hold a significant component of the group of species whose distributions are largely or wholly confined to one biome.

NOTES: This category applies to groups of species with largely shared distributions of greater than 50,000 km², which occur mostly or wholly within all or part of a particular biome and are, therefore, of global importance. As with EBAs, it is necessary that a network of sites be

chosen to protect adequately all species confined to each biome and, as necessary, in each range state in which the biome occurs. The 'significant component' term in the Criterion is intended to avoid selecting sites solely on the presence of one or more biome-restricted species that are common and adaptable within the EBA and, therefore, occur at other chosen sites. Additional sites may, however, be chosen for the presence of one or a few species which would, e.g. for reasons of particular habitat requirements, be otherwise under-represented.

A4. Congregations

CRITERIA: A site may qualify on any one or more of the four criteria listed below:

- i. Site known or thought to hold, on a regular basis, i,³ 1% of a biogeographic population of a congregatory waterbird species.
- ii. Site known or thought to hold, on a regular basis, i,³ 1% of the global population of a congregatory seabird or terrestrial species.
- iii. Site known or thought to hold, on a regular basis, i,³ 20,000 waterbirds or i,³ 10,000 pairs of seabirds of one or more species.
- iv. Site known or thought to exceed thresholds set for migratory species at bottleneck sites.

NOTES

- ii. This applies to 'waterbird' species as defined by Delaney and Scott (2006) Waterbird Population Estimates, Fourth Edition, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands, and is modelled on Criterion 6 of the Ramsar Convention for identifying wetlands of international importance. Depending upon how species are distributed, the 1% thresholds for the biogeographic populations may be taken directly from Delaney & Scott, they may be generated by combining flyway populations within a biogeographic region or, for those for which no quantitative thresholds are given, they are determined regionally or inter-regionally, as appropriate, using the best available information.
- iii. This includes those seabird species not covered by Delaney and Scott (2002). Quantitative data are taken from a variety of published and unpublished sources.
- iv. This is modelled on Criterion 5 of the Ramsar Convention for identifying wetlands of international importance.
- v. Thresholds are set regionally or inter-regionally, as appropriate.

Extrait de : <http://www.birdlife.org/datazone/info/ibacritglob>

Annexe 6-2. Données brutes – Mission Chesterfield, août 2011

Annexe 6-2. Raw data – Chesterfield mission, August 2011

Site	Comptages/ Surveys	Habitat naturel/ Natural habitat	Nom/ Name	Date	Localisation GPS UTM 57K WGS 84		Nombre de nids actifs en août 2010/Number of active nests in August 2010									
					X	Y	<i>Sula dactylatra</i>	<i>Sula leucogaster</i>	<i>Sula sula</i>	<i>Fregata ariel</i>	<i>Fregata minor</i>	<i>Anous minutus</i>	<i>Anous stolidus</i>	<i>Sterna fuscata</i>	<i>Sternula nereis</i>	<i>Sterna sumatrana</i>
île Longue/Long Island	1		L7P5	13-AOU-10	427870	7802799	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2		L7P1	13-AOU-10	427920	7802882	0	2	6	0	0	34	2	0	0	0
	3		L8P1	13-AOU-10	428508	7802162	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	4		L1P4	14-AOU-10	427671	7803009	1	2	1	0	0	0	28	0	0	0
	5		84	14-AOU-10	427639	7803090	0	0	4	0	3	51	0	0	0	0
	6		85	14-AOU-10	427249	7803382	0	0	11	0	3	74	6	0	0	0
	7		86	14-AOU-10	427232	7803382	0	1	0	0	0	0	9	0	0	0
	8		87	14-AOU-10	427244	7803421	1	3	5	0	2	29	5	0	0	0
	9		88	14-AOU-10	427359	7803386	0	1	4	0	2	4	3	0	0	0
	10		89	14-AOU-10	427317	7803324	0	0	4	0	0	0	11	0	0	0
	11		90	14-AOU-10	427296	7803298	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	12		91	14-AOU-10	427311	7803281	0	3	2	0	0	0	4	0	0	0
	13		92	14-AOU-10	427362	7803246	0	2	0	0	0	0	7	0	0	0
	14		93	14-AOU-10	427487	7803269	2	0	0	0	0	0	11	0	0	0
	15		94	14-AOU-10	427501	7803273	0	0	5	0	0	62	0	0	0	0
	16		95	14-AOU-10	427500	7803273	0	2	8	0	0	14	0	0	0	0
	17		96	14-AOU-10	427712	7803059	0	3	4	0	0	36	3	0	0	0
	18		98	14-AOU-10	427802	7802979	0	2	3	0	0	49	2	0	0	0
	1		99	14-AOU-10	427774	7802935	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0
22			103	14-AOU-10	428001	7802697	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0
23			104	14-AOU-10	428118	7802522	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Total							7	37	61		23	390	98			

Annexe 6-2. (Suite) Données brutes – Mission Chesterfield, août 2011

Annexe 6-2. (Cont.) Raw data – Chesterfield mission, August 2011

Site	Comptages/ Surveys	Habitat naturel/ Natural habitat	Nom/ Name	Date	Localisation GPS UTM 57K WGS 84		Nombre de nids actifs en août 2010/Number of active nests in August 2010									
					X	Y	<i>Sula dactylatra</i>	<i>Sula leucogaster</i>	<i>Sula sula</i>	<i>Fregata ariel</i>	<i>Fregata minor</i>	<i>Anous minutus</i>	<i>Anous stolidus</i>	<i>Sterna fuscata</i>	<i>Sternula nereis</i>	<i>Sterna sumatrana</i>
Pointe Sud Ile Longue/Long Island Southern tip		D	105	14-AOU-10	429561	7801120	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
		D	106	14-AOU-10	429289	7801402	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1
Caye Sud Îlot du Passage 4/Passage Islet 4 Southern Cay	1	D	108	15-AOU-10	438437	7796250	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
Îlot du Passage Est/ Eastern Passage Islet	1	B	109	15-AOU-10	435156	7798181	0	1	3	0	0	18	0	0	0	0
	2	B	110	15-AOU-10	435033	7798208	0	0	2	0	0	43	0	0	0	0
	1	A	112	15-AOU-10	434970	7798364	0	0	0	30	60	0	17	0	0	0
	2	C		15-AOU-10	435015	7798274	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0
	3	B	113	15-AOU-10	435050	7798388	0	0	1	0	0	16	0	0	0	0
	1	C	114	15-AOU-10	435060	7798386	2	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Îlot du Passage Ouest/Western Passage Islet	1	C	115	15-AOU-10	433088	7799126	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	C	116	15-AOU-10	433034	7799137	0	2	0	0	0	0	5	0	0	0
	3	B	117	15-AOU-10	432967	7799174	1	2	3	0	2	16	3	0	0	0
Îlot au Sud-Est de l'île Longue/ Long Island South- Eastern Islet	1	D	118	15-AOU-10	430498	7800385	0	1	0	0	0	0	29	0	0	0
	1	D	118	15-AOU-10	430498	7800385	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	D		15-AOU-10	pas de loc gps		2	5	0	0	0	0	100	0	0	0

Îlot du Mouillage 1/ Anchorage Islet 1	1			B	120	16-AOU-10	443378	7803923	0	1	4	0	0	1	28	2	0	0	0
		1		A	121	16-AOU-10	443332	7804052	0	0	0	0	0	0	0	17	57	0	0
		2		A	122	16-AOU-10	443251	7804232	0	0	0	0	0	0	0	8	48	0	0
Caye Sud de l'îlot du Mouillage 1/ Anchorage Islet 1 Southern Cay		1				16-AOU-10	pas de loc gps		0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	38
Îlot du Mouillage 2/ Anchorage Islet 2	1			B	123	16-AOU-10	444503	7801404	1	1	6			4	19	1	0	0	0
	2			C	124	16-AOU-10	444513	7801309	0	1	0	4		0	0	0	0	0	0
	3			C	125	16-AOU-10	444546	7801289	0	1	0	18		0	0	3	0	0	0
Îlot du Mouillage 3/ Anchorage Islet 3			1	A	126	16-AOU-10	444736	7800816	0	0	0	0		0	0	0	21	0	0
			2	C		16-AOU-10	pas de loc gps		0	0	0	0		0	0	0	46	0	0
			3	A	127	16-AOU-10	444834	7800580	0	0	0	0		0	0	0	17	0	0
		1				16-AOU-10	pas de loc gps		7	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Îlot du Mouillage 4/ Anchorage Islet 4	1			A	128	16-AOU-10	445094	7799902	0	0	0	0		0	0	0	centaines de pou proche envol	0	0
Îlot du Mouillage 4 partie Sud/ Anchorage Islet 4 Southern part	1			B	129	16-AOU-10	445209	7799552	1	4	6	0		3	0	2	0	0	0
		1				16-AOU-10	445209	7799552							150				
Îlot Mouillage 5		1		A/B	130	16-AOU-10	445413	7798764	0	0	5	0		2	0	2	29	0	0
Îlot Loop		1		C	137	17-AOU-10	445149	7791936	0	0	0	0		0	0	0	21	0	0
				C	138	17-AOU-10	445121	7791909									limites colonie.		
				C	139	17-AOU-10	445089	7791862									Centaines de pou proche envol		
		1				17-AOU-10	pas de loc gps		8	20	100	0		0	10	20		0	0

Annexe 6-2. (Suite) Données brutes – Mission Chesterfield, août 2011

Annexe 6-2. (Cont.) Raw data – Chesterfield mission, August 2011

Site	Habitat	Superficie m ² / Surface area	Superficie échantillonnée par points et/ou transects m ² /Sampled areas by points and/or transects m ²
Ile Longue/Long Island	A*	48 188	600
	B*	68 272	3 000
	C*	112 957	3 300
	Total	229 417	6 900
Caye pointe Sud de l'Ile Longue/Long Island Southern tip Cay	D*	4 800	0
Îlot au Sud-Est de l'Ile Longue/Long Island South- Eastern Islet	D	32 385	600
	B	11 553	300
	Total	43 938	900
Îlot du Mouillage 1/Anchorage Islet 1	A	5 799	20
	B	5 963	300
	C	4 703	0
	Total	16 465	320
Caye au Sud de l'Îlot du Mouillage 1/Anchorage Islet 1 Southern Cay	D	4 700	0
Îlot du Mouillage 2/Anchorage Islet 2	A	4 315	0
	B	4 774	300
	C	11 688	600
	Total	20 777	900
Îlot du Mouillage 3/Anchorage Islet 3	A	11 909	30
	B	4 393	
	Total	16 302	30
Îlot du Mouillage 4//Anchorage Islet 4	A	13 351	10
	B	9 301	300
	Total	22 652	310
Îlot du Mouillage 4 partie Sud/Anchorage Islet 4 Southern part	A	4 720	0
	B	1 562	300
	Total	6 282	300
Îlot du Mouillage 5/Anchorage Islet 5	A	5 584	10
	B	1 422	300
	C	5 586	10
	Total	12 592	320
Îlot du Passage Est/Eastern Passage Islet	A	2 333	0
	B	19 322	900
	C	50 008	0
	Total	71 663	900
Îlot du Passage Ouest/Western Passage Islet	A	2 226	0
	B	15 350	300
	C	7 757	600
	Total	25 333	900
Caye au Sud Est de l'Îlot du Passage Ouest/Western Passage Islet South-Eastern Cay	D	1 300	0
Îlot Loop/Loop Islet	A	3 872	0
	B	1 702	0
	C	50 233	30
	Total	55 807	30

* A = Haut de plage

* B = Formation à *Heliotropium foertherianum*

* C = Végétation basse à *Boerhavia repens*

* D = Levée détritice de corail mort et de sable

CRISP



Coral Reef InitiativeS for the Pacific
Initiatives Corail pour le Pacifique



Le CRISP est un programme mis en œuvre dans le cadre de la politique développée par le Programme Régional Océanien pour l'Environnement afin de contribuer à la protection et la gestion durable des récifs coralliens des pays du Pacifique.



La cellule de coordination du CRISP est un projet du Secrétariat de la Communauté du Pacifique depuis avril 2008 afin d'assurer une coordination et une synergie maximales avec les actions de la CPS touchant à la gestion des écosystèmes coralliens.

L'initiative pour la protection et la gestion des récifs coralliens dans le Pacifique (CRISP), portée par la France et préparée par l'AFD dans un cadre interministériel depuis 2002, a pour but de développer une vision pour l'avenir de ces milieux uniques et des peuples qui en dépendent. Elle vise à mettre en place des stratégies et des projets visant à préserver leur biodiversité et à développer dans le futur les services économiques et environnementaux qu'ils apportent tant au niveau local que global. Elle est conçue, en outre, comme un vecteur d'intégration entre états développés (Australie, Nouvelle-Zélande, Japon, USA), collectivités françaises de l'outre-mer et pays en développement du Pacifique.

Pour ce faire, l'initiative développe une approche spécifique qui vise à :

- associer activités de réseau et projets de terrain ;
- articuler recherche, aménagement et développement ;
- combiner les apports de disciplines scientifiques diverses, incluant la biologie, l'écologie, l'économie, la sociologie, le droit et les sciences humaines ;
- intervenir sur l'ensemble des thèmes - terrestres et marins - intéressant les récifs (y compris l'assainissement et la gestion des bassins versants) ;
- ne pas créer de structure nouvelle mais apporter des ressources financières à des partenaires déjà opérationnels et souhaitant développer leurs activités dans un esprit de coopération régionale. C'est la raison pour laquelle l'initiative a été préparée sur la base d'un appel à propositions auprès de l'ensemble des institutions et réseaux.

Cellule de Coordination CRISP
Chef de programme : Eric CLUA
CPS - BP D5
98848 Nouméa Cedex
Nouvelle-Calédonie
Tél/Fax : (687) 26 54 71
E-mail : ericc@spc.int
www.crisponline.net

Cette étude s'est effectuée avec l'appui logistique de l'Association Calédonienne pour la Recherche en Mer (ACREM).



Le dispositif d'intervention du CRISP se structure en trois composantes majeures :

Comp. 1 : AMP et Bassins Versants

- 1A1 : Planification de la conservation de la biodiversité marine
- 1A2 : Aires Marines Protégées (AMP)
- 1A3 : Renforcement institutionnel et mise en réseau
- 1A4 : Gestion intégrée des zones côtières récifales et des bassins versants

Comp. 2 : Développement des Ecosystèmes Coralliens

- 2A : Connaissance, valorisation et gestion des écosystèmes coralliens
- 2B : Restauration récifale
- 2C : Valorisation des Substances Actives Marines (SAM)
- 2D : Mise en place d'une base de données régionale (ReefBase Pacifique)

Comp. 3 : Coordination et Valorisation du Programme

- 3A : Capitalisation, valorisation et vulgarisation des acquis du programme CRISP
- 3B : Coordination, promotion et développement du Programme CRISP
- 3C : Développement de la Capture et Culture des Postlarves
- 3D : Conservation des espèces vulnérables
- 3E : Economie et socio-économie des récifs coralliens

Ce projet du CRISP est financé par les organisations suivantes :



