

Comment se portent les récifs coralliens des Outre-mer français ?

# Etat des récifs coralliens et des écosystèmes associés des Outre-mer français en 2015



IFRECOR

INITIATIVE FRANÇAISE  
POUR LES RÉCIFS CORALLIENS





**Coordination :** Jean-Pascal QUOD, Guillaume MALFAIT, secrétariat national de l'IFRECOR

**Les rédacteurs :**

• **Résumé et Carte de synthèse**

Jean-Pascal Quod, Guillaume Malfait, secrétariat national de l'Ifreco

• **Chapitre "Introduction & contexte"**

- Introduction : Jean-Pascal Quod, Guillaume Malfait
- Présentation globale des territoires et des RCEA : Jean Pascal Quod, Mathilde Facon
- Importance d'assurer une veille environnementale : Jean Pascal Quod

• **Chapitre "Présentation des réseaux et stations de surveillance"**

- Le réseau des stations : Jean-pascal Quod
- Les protocoles mis en œuvre : Jean-pascal Quod
- Que deviennent les données récoltées ? : Jean-pascal Quod
- Les indicateurs de l'état de santé : Claire Bissery

• **Chapitre "Tendances évolutives globales observées sur mes récifs français"**

- Introduction : Jean-Pascal Quod
- Evolutions de l'état de santé des récifs
  - Tendances globales pour la zone Caraïbes : Christelle Batailler, Claude Bouchon et Jean-Philippe Maréchal.
  - Tendances globales de la zone océan Indien : Julien Wickel et Jean-Pascal Quod
  - Tendances globales de la zone océan Pacifique : Bernard Salvat
  - Tendances globales des herbiers : Fanny Kerninon
  - Tendances globales des mangroves : Marie Windstein
- Socio-économie des récifs coralliens en France : Nicolas Pascal
- Les pressions : Jean-Pascal Quod, Mathilde Facon

**Chapitre "Situations par territoire d'Outre-mer"**

- Guadeloupe : Claude Bouchon, Christelle Batailler, Yolande Bouchon-Navaro, Rémi Garnier, Franck Mazéas, Pedro Portillo, Fanny Kerninon, Marie Windstein
- Martinique : Jean-Philippe Maréchal, Ewan Trégarot
- Iles du Nord : Claude Bouchon, Christelle Batailler, Yolande Bouchon-Navaro, Julien Chalifour, Fanny Kerninon, Franciane Lequelles, Pedro Portillo, Marie Windstein
- Mayotte : Julien Wickel, Alban Jamon, Jean-Benoît Nicet, Alexandra Gigou, Jean-Pascal Quod, Guillaume Decalf, Bernard-Armand Thomassin, Michel Pichon, Lionel Bigot, Pascale Chabanet.
- Iles Eparses : Clément Quétel, Lionel Bigot, Pascale Chabanet
- La Réunion : Julien Wickel, Jean-Benoît Nicet, Lionel Bigot, Pascale Chabanet, Bruce Cauvin, Karine Pothin, Jean-Pascal Quod, Mathieu Seré, Guillaume Malfait.
- Nouvelle-Calédonie : Sandrine Job
- Polynésie Française : Charlotte Morits, Vetea Liao, Yannick Chancerelle
- Wallis & Futuna : Pauline Bosserelle, Karine Brunet, Enelio Liufau, Atoloto Malau.
- Clipperton : Mehdi Adjeroud, Jean-Pascal Quod

**IFRECOR, 2016. Etat des récifs coralliens et des écosystèmes associés de l'Outre-mer français en 2015, 168p**

**Conception graphique et réalisation :** Michaël MENARD

**Crédits photographiques :**

Mehdi Adjeroud (p158) ; Serge Andrefouët/IRD (p117) ; ARVAM (p63b) ; Christophe Attrait (p6d ; p113) ; Frédéric Bassemayousse (p5c ; p62a) ; Jack Berthomier (p132 ; p134b) ; BioRÉCIE/IRD (p114) ; Benjamin Blinot (p15c) ; Pauline Bosserelle (p157) ; Claude Bouchon (p95) ; Aurélien Brusini (p91) ; Julien Chalifour (p16a,b ; p97) ; Yannick Chancerelle/CRIOBE (p139 ; p148b) ; Martial Dosdane/Province Sud

(p130a,b) ; Mathilde Facon (p6a,b ; p60a ; page arrière n°3) ; Rébecca Guezell (p100) ; IFREMER (p33) ; Matthieu Juncker (p32 ; p134a) ; Fanny Kerninon (p50 ; p70 ; p74 ; p93 ; p153) ; Guillaume Malfait (p13a ; p80 ; p85a,b ; page arrière n°4) ; Hughes Le Monnier (p131) ; Enelio Liufau (p150) ; Mazarin (p35a) ; Franck Mazeas (p13b ; p29 ; p40 ; p56 ; p57a) OEIL/Adrien Bertaud (p133a,b) ; OEIL/Matthieu Juncker (page de couverture n°3, p134a) ; Nicolas Pascal (p57b,c) ; PARETO (p22 ; p 71 ; p87 ; p88 ; p98 ; p99 ; page arrière n°1) ; Jean-Pascal Quod (page de couverture n°2 ; p5a,b,d ; p06 ; p15a,b ; p17 ; p24 ; p35b,c ; p37 ; p42 ; p46 ; p49 ; p53 ; p55 ; p59 ; p60b ; p61a,b,c ; p62a,c ; p63a ; p76 ; p148a) ; Reef Check France (p07 ; p21) ; Mathieu Seré (p124) ; Julien Wickel (page de couverture n°1 ; p25 ; p26 ; p 27 ; p28 ; p30 ; p31 ; p103 ; p106 ; p108 ; p121 ; p122 ; p125).

Fotolia® - © Galyna Andrushko (première de couverture, p64) ; © Beboy (dernière de couverture, p120) ; © Dudarev Mikhail (p10) ; © eyewave (p66 ; p76) ; © Fabien R.C. (p78) ; © Naeblys (p90) ; © Christophe Fouquin (p128) ; © Xavier MARCHANT (p138).

# Sommaire

|              |    |
|--------------|----|
| Résumé ..... | 04 |
|--------------|----|

|                         |    |
|-------------------------|----|
| Carte de synthèse ..... | 09 |
|-------------------------|----|

|                               |    |
|-------------------------------|----|
| Introduction & contexte ..... | 11 |
|-------------------------------|----|

|   |    |
|---|----|
| • Introduction .....  | 12 |
| • Présentation des récifs coralliens et des écosystèmes associés (RCEA) des collectivités d'Outre-mer ..... | 15 |
| • Importance d'assurer une veille environnementale .....  | 18 |

|  |    |
|--|----|
| Présentation des réseaux et stations de surveillance ..... | 23 |
|--|----|

|  |    |
|--|----|
| • Le réseau des stations .....                 | 24 |
| • Les protocoles mis en œuvre .....            | 27 |
| • Que deviennent les données récoltées ? ..... | 34 |
| • Les indicateurs de l'état de santé .....     | 36 |

|   |    |
|---|----|
| Tendances évolutives globales observées sur les récifs français depuis 15 ans ..... | 41 |
|---|----|

|  |    |
|--|----|
| • Tendances globales de la zone Caraïbes .....   | 43 |
| • Tendances globales de la zone océan Indien .....   | 45 |
| • Tendances globales de la zone océan Pacifique .....  | 47 |
| • Tendances globales des herbiers .....  | 50 |
| • Tendances globales des mangroves .....   | 54 |
| • Valeur économique des services rendus par les récifs coralliens et écosystèmes associé ..... | 56 |

|                                |    |
|--------------------------------|----|
| Situation par territoire ..... | 65 |
|--------------------------------|----|

|                             |     |
|-----------------------------|-----|
| • Guadeloupe .....          | 66  |
| • Martinique .....          | 78  |
| • Iles du Nord .....        | 90  |
| • Mayotte .....             | 100 |
| • Iles Eparses .....        | 110 |
| • Réunion .....             | 120 |
| • Nouvelle-Calédonie .....  | 128 |
| • Polynésie française ..... | 138 |
| • Wallis et Futuna .....    | 150 |
| • Clipperton .....          | 158 |

# Résumé

## SURVEILLER L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS : POURQUOI, POURQUOI FAIRE, POUR QUI, COMMENT ?

Les récifs coralliens s'étendent sur moins d'1% des océans mais renferment une biodiversité animale et végétale d'une grande richesse: 100 000 espèces connues, dont 800 coraux, 8 000 poissons, 25 000 mollusques. Ils fournissent aussi d'importants services : barrières contre la houle, source d'alimentation, support du tourisme... La France a une grande responsabilité à l'échelle internationale dans le maintien de cet extraordinaire réservoir de biodiversité. Présente dans les trois océans de la planète, elle possède en effet une superficie de récifs et de lagons totalisant près de 58 000 km<sup>2</sup>, soit la quatrième place mondiale après l'Australie, l'Indonésie et les Philippines.

Les récifs *sensu stricto* sont construits par les Scléactiniaires<sup>1</sup> et par les algues calcaires. Résultat d'une association entre un animal (le polype) et une microalgue (la zooxanthelle<sup>2</sup>), les coraux durs bioconstructeurs présentent une diversité en espèces plus élevée dans l'Indo-Pacifique que dans les Caraïbes. D'autres écosystèmes d'importance sont présents en Outre-mer et associés aux récifs coralliens: les mangroves littorales (1 035 km<sup>2</sup> avec la Guyane, soit 0,7% de la superficie mondiale) et les herbiers de phanérogames (1 213 km<sup>2</sup> sur l'ensemble des COM, hors des Iles Eparses dont la surface n'est pas connue).

- Les mangroves sont constituées de 70 à 84 espèces dans le monde, dont 26 sont présentes dans l'Outre-mer (6 dans les Caraïbes, 7 dans l'océan Indien et 13 dans l'océan Pacifique). Le Conservatoire du Littoral joue un rôle central dans la gestion et la conservation de ces écosystèmes en Outre-mer. Ces espaces protègent les littoraux et sont des nurseries pour de nombreuses espèces récifales.

- Les phanérogames, qui sont des plantes à fleur et non des algues, forment des herbiers essentiellement à faible profondeur et dans les zones de lagons. Si 70 espèces sont connues sur la planète, 16 à 18 sont présentes en Outre-mer. Ces écosystèmes sont encore insuffisamment étudiés et surveillés, comme en témoigne le faible développement du réseau de suivi.

## DES VALEURS SOCIOÉCONOMIQUES IMPORTANTES POUR LES TERRITOIRES ULTRAMARINS

Chaque année, les RCEA<sup>3</sup> français (en excluant ceux de Saint-Barthélemy, des Iles Eparses et de Wallis & Futuna qui n'ont pas encore fait l'objet d'évaluation), génèrent une valeur économique estimée à 1,1 milliard d'euros, dont 460 millions d'euros (M€) sont directement visibles dans les statistiques économiques.

Le principal service fourni par les RCEA est la protection contre les inondations côtières (470 M€/an), grâce à l'absorption d'une grande partie de l'énergie de la houle. Les RCEA évitent ainsi les dommages liés aux inondations lors des cyclones ou des autres événements climatiques extrêmes. Ils contribuent à la protection des plages et du littoral contre l'érosion.

Le service du tourisme bleu représente quant à lui 280 M€/an, avec près d'un million de personnes faisant usage des récifs pour leurs loisirs. Ce service présente un potentiel de développement intéressant, notamment en termes d'emploi, pour autant que ce développement soit durable.

La pêche liée aux écosystèmes côtiers génère 180 M€ de recettes par an. Ce service est important, aussi bien en termes d'emploi que d'alimentation des ménages dans les espaces côtiers. Ce service doit être durable afin de préserver la ressource et d'éviter les impacts directs et indirects pour les usages touristiques et la protection côtière.

Le dernier service écosystémique est celui de séquestration du carbone, très important chez les herbiers et les mangroves. Ces formations seraient responsables de 40 % du carbone fixé chaque année par la végétation côtière, avec des variations en fonction de l'espèce et des conditions environnementales.

1. Coraux durs constructeurs de récifs  
2. Algues unicellulaires vitales pour le corail avec lequel elles vivent en symbiose  
3. Récifs coralliens et écosystèmes associés

Au total, ce sont environ 5 000 sociétés, 38 000 emplois et l'alimentation en protéines des populations, qui dépendent à différents degrés des services écosystémiques des récifs coralliens et des écosystèmes associés.

## DES PRESSIONS NOMBREUSES À L'ORIGINE D'UNE PERTE DE BIODIVERSITÉ ET DE PRODUCTIVITÉ

Au niveau mondial, on estime que 20% des récifs et des écosystèmes associés ont été irrémédiablement détruits au cours des dernières décennies, en raison de pressions anthropiques et naturelles. Parmi les 80% restants, seuls 30% seraient dans un état satisfaisant. En France, les tendances observées sont également à la baisse dans plusieurs collectivités depuis les quatre dernières décennies.

Les pressions sur ces écosystèmes sont nombreuses. Cyclones et tempêtes ont toujours affecté la vitalité corallienne, comme la prolifération d'*Acanthaster*, l'étoile de mer qui se nourrit du corail. Une fois passés ces événements, la résilience des récifs leur permettrait le plus souvent de retrouver leur état initial en quelques années ou décennies.

Depuis quatre décennies au moins, les pressions anthropiques sont venues mettre à mal ce schéma avec des impacts aigus et/ou chroniques : sédimentation terrigène issue des défrichements et de l'érosion des bassins versants ; pollutions chimiques, agricoles et industrielles ; maladies ; apparition d'espèces envahissantes, etc. :

- Les pollutions issues du bassin versant affectent directement les récifs frangeants. Les rejets par les rivières, les ravines, les nappes phréatiques véhiculent un cortège de molécules chimiques toxiques pour la faune et la flore, d'azote et de phosphore qui favorisent les algues au détriment des coraux bioconstructeurs, ou encore de terre emportée lors

des fortes pluies qui étouffe les habitats. Les pesticides ont particulièrement retenu l'attention de l'IFRECOR, puisque leurs effets sont reconnus comme sérieux, notamment sur les zooxanthelles.

- Comme tout organisme vivant, les coraux subissent des maladies. Ils ne sont pas les seuls comme en témoignent les programmes de recherche menés sur les éponges, les algues ou les poissons. Les Scléactiniaires hébergent naturellement une microflore bactérienne et virale (plusieurs millions d'individus/cm<sup>2</sup> pour un corail sain). Sous l'effet des stress, les coraux peinent à lutter contre les bactéries et les virus pathogènes, dont plusieurs sont supposés d'origine humaine.

- Plusieurs espèces envahissantes ont été identifiées comme des menaces sévères pour la biodiversité marine de l'Outre-mer, comme le poisson-lion *Pterois* et la phanérogame *Halophila stipulacea* dans les Caraïbes. D'autres sont sous surveillance, dont certaines algues vertes et rouges comme les caulerpes ou l'*Asparagopsis*.

## QUAND LE THERMOMÈTRE VOIT ROUGE, LE CORAIL BLANCHIT

Une augmentation anormale de la température des eaux océaniques de surface conduit à rompre l'équilibre entre les coraux et les zooxanthelles. Cela produit le blanchissement, qui peut entraîner leur mort si le phénomène dure trop longtemps.

Le phénomène El Niño ou ENSO (El Niño Southern Oscillation), survient tous les 3 à 7 ans. Il engendre une augmentation de la température ce qui accroît fortement le risque de blanchissement des coraux. Plusieurs épisodes ont été constatés au cours des dernières décennies, dont celui de l'été austral 1997-1998 dans l'océan Indien qui a été particulièrement intense. Celui de l'été austral 2015-2016 semble aussi d'une grande intensité et aura certainement de graves conséquences.

Le réchauffement climatique est une tendance globale plus lente et modulée également selon les régions océaniques. Un océan plus chaud se traduira par un risque accru de phénomènes de blanchissement, des cyclones plus violents, une montée du niveau marin, etc.

Le 5<sup>ème</sup> rapport du GIEC (2014) apporte un éclairage important sur les conséquences principales du changement climatique en cours. La température des océans s'est globalement réchauffée de 0,11 °C sur les dernières décennies, avec des situations contrastées d'une région à une autre. Un réseau de suivi de la température des eaux se met progressivement en place et complète les informations acquises par les satellites.

L'augmentation des émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) d'origine anthropique dans l'atmosphère pose aussi un problème lié à l'acidification des océans. L'océan absorbe une grande quantité de ce CO<sub>2</sub>, ce qui diminue le pH des eaux et les acidifie, limitant la croissance des organismes dont le squelette ou la coquille est calcaire ou siliceux.

Les herbiers et les mangroves seront également affectés et leur distribution pourrait être modifiée.

## QUELS LEVIERS D'ACTION POUR LA PROTECTION ET LA GESTION DURABLE DES RCEA ?

L'Initiative Internationale pour les Récifs Coralliens (ICRI) a été créée en 1994. Elle a pour objectif d'encourager l'adoption de meilleures pratiques dans la gestion durable des récifs coralliens et des écosystèmes associés, de renforcer les moyens pour améliorer leur gestion et la sensibilisation dans le monde entier. En 1999, le gouvernement français a créé



la déclinaison française : l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens (IFRECOR), dédiée à la protection et la gestion durable des récifs coralliens et des écosystèmes associés en Outre-mer. Pour conduire cette initiative, la France s'est dotée d'un comité national, appuyé par un réseau de 8 comités locaux représentant les collectivités françaises qui abritent des récifs coralliens. Elle s'appuie sur un plan cadre d'actions, décliné en plans quinquennaux.

Depuis le lancement de l'IFRECOR, la surveillance de l'état de santé des récifs est au cœur de l'action, relayant la démarche mondiale du GCRMN (le Global Coral Reef Monitoring Network), à laquelle la France rend régulièrement compte. Le GCRMN est l'outil opérationnel de l'ICRI mis en place dès 1998 afin de fournir à la communauté mondiale des informations régulières sur l'état de santé des récifs. Si les récifs ont pendant plusieurs années concentré l'attention, les écosystèmes associés que sont les herbiers et les mangroves sont également considérés depuis peu.



C'est aussi le cas des problèmes liés aux contaminants chimiques, notamment les pesticides.

C'est dans ce contexte que s'inscrit cet ouvrage. L'objectif est de dresser un bilan de l'état des récifs coralliens des collectivités d'Outre-mer françaises, faisant suite à ceux établis plus tôt (Gabrié, 2000 ; Gardes et Salvat, 2008).

## COMMENT DÉFINIR LE BON ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS ET SUIVRE SON ÉVOLUTION ?

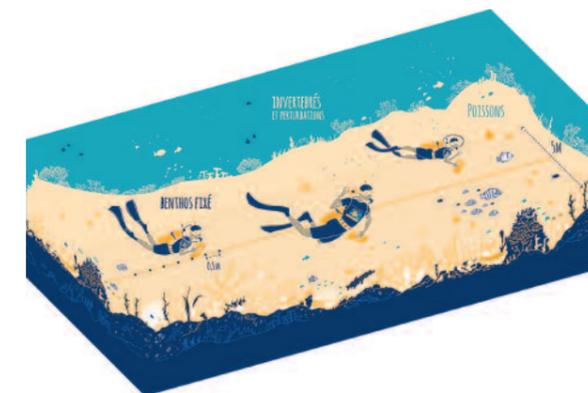
Impulsés par l'IFRECOR, des observatoires se sont développés en Outre-mer sous la forme d'un réseau de stations de suivi de l'état des RCEA, surveillées dans le cadre de programmes de recherche, par les gestionnaires d'aires marines protégées, ou pour les initiatives de sciences participatives comme Reef Check, actuellement la plus développée. En 2015, ce réseau se compose d'environ un millier de stations dont 350 dites « à haute fréquence » car échantillonnées régulièrement. Sur chacune de ces stations des plongeurs collectent des informations sur la faune et la flore. Les Scléactiniaires, ou coraux durs, sont les espèces qui soutiennent l'ensemble des habitats coralliens. Ce groupe fait donc l'objet d'une attention particulière et de programmes de suivis réguliers. A l'heure actuelle, le pourcentage de recouvrement en corail vivant (corail dur uniquement) demeure le paramètre commun à l'ensemble des collectivités. Les poissons, les invertébrés (notamment ceux d'intérêt commercial), les algues figurent aussi parmi les cibles envisagées collectivement pour décrire l'état d'un récif et, dans une moindre mesure, physico-chimiques (température, azote et phosphore, etc). L'ambition est de disposer d'un tableau de bord accessible au plus grand nombre, adapté aux enjeux écologiques, socio-économiques, et ainsi plus complet et plus riche en indicateurs (maladies, températures, espèces commerciales, etc).

Si les protocoles restent variés selon les objectifs des études, ils tendent à s'harmoniser ce qui permet d'établir des synthèses communes. Un outil récemment développé sur le site internet de l'IFRECOR permet par exemple de visualiser la localisation et les

caractéristiques de l'ensemble des stations répertoriées (<http://www.ifrecor.com/reseaux-observations.html>). Les résultats de ces études sont valorisées à différentes échelles : internationale pour le GCRMN, nationale afin de répondre aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau et de l'Observatoire National de la Biodiversité (ONB), ou locale pour les collectivités elles-mêmes ou les gestionnaires d'aires marines protégées.



Après une phase de validation, la bancarisation des données collectées sur le terrain est une étape importante (intégration des données dans une base de données informatique). Sur la décennie 2000-2010 l'outil CoReMo, développé par l'ARVAM (La Réunion) a progressivement été utilisé dans plusieurs collectivités d'Outre-mer. Devant la nécessité de disposer d'une base de données nationale, connectée avec les autres systèmes d'information



nationaux, la base de données Récif (BD Récif) a été développée et remplacera à terme CoReMo. Aujourd'hui mise en place à titre expérimental pour l'océan Indien, cette base de données a vocation à être étendue aux autres collectivités d'Outre-mer et facilitera la transmission des informations au niveau national.

## FINALEMENT, COMMENT SE PORTENT LES RÉCIFS CORALLIENS ET LES ÉCOSYSTÈMES ASSOCIÉS FRANÇAIS ?

Dans le cadre de l'Observatoire National de la Biodiversité (ONB), l'IFRECOR a fourni un indicateur permettant de caractériser la tendance d'évolution de l'état des récifs coralliens de l'ensemble des collectivités d'Outre-mer françaises. Ainsi, en 2015, il apparaît que, sur la dernière décennie, 2/3 des récifs surveillés sont dans un état « stable » ou « en amélioration », alors qu'1/3 sont « en dégradation ». En réalité, comme au niveau mondial, la perte de biodiversité est constatée par les scientifiques et les gestionnaires depuis environ quatre décennies. Les situations actuelles sont néanmoins très variées d'une collectivité à l'autre, mais il ressort globalement que les récifs du Pacifique Sud sont en bon état comparativement à ceux de l'océan Indien et des Antilles Françaises. Ainsi :

• Aux Antilles, la dégradation globale des récifs est constatée depuis les années 80 et le sévère blanchissement de 2005 a entraîné une perte importante du recouvrement corallien des récifs de Guadeloupe, de Martinique et des Iles du Nord (Saint-Barthélemy et Saint-Martin). Fragilisés, les coraux sont devenus plus réceptifs aux maladies comme cela fut constaté en Martinique en 2006. Depuis, les recouvrements coralliens récifaux semblent stabilisés, mais à des niveaux faibles. Ainsi en Guadeloupe, ce recouvrement est de 14 % à 23 % pour les zones rocheuses, de 4 % à 24 % pour les platiers, et de 3 % à 14 % pour les substrats coralliens. En Martinique, trois stations sur cinq ont un recouvrement corallien de 20% et une station continue à se dégrader. Une station présente près de 60% de recouvrement corallien, ce qui en fait un site exceptionnel pour la région Martinique. Les taux de recouvrement corallien des récifs de Saint-Barthélemy et de Saint-Martin ont toujours été relativement faibles pour des raisons naturelles, et n'ont jamais excédé 26 %. Ils subissent eux-aussi des pressions anthropiques. Cette dynamique de dégradation du recouvrement corallien s'est généralement accompagnée d'une augmentation du taux de macroalgues sur l'ensemble des côtes des îles.

• Dans l'océan Indien, où le blanchissement de 1998 a fortement marqué les esprits et structuré un réseau régional autour de la Commission de l'Océan Indien, l'état de santé des récifs varie fortement d'une île à l'autre. La Réunion, qui dispose d'un espace récifal restreint a fortement souffert au fil des dernières décennies des apports du bassin versant, ce qui se traduit encore par un déclin du recouvrement corallien. Ainsi actuellement, 3/4 des stations ont un recouvrement inférieur à 50 %. Mayotte, qui dispose d'un grand lagon, a particulièrement bien récupéré de l'épisode El Niño de 1998 (plus de 90% de mortalité) et sert d'exemple pour étudier la résilience d'un écosystème à l'échelle d'une décennie. Cependant, les pressions augmentent avec l'accentuation de la pression démographique. En 2013, le recouvrement corallien sur les récifs internes est en moyenne de 40 %, et de 23% sur le récif barrière. Les îles Eparses, préservées des activités humaines constituent des points de référence pour suivre l'évolution face au réchauffement climatique et comparer l'évolution des écosystèmes des autres îles de l'océan Indien.



- Les territoires du Pacifique sud sont globalement en bonne santé comme le montrent les observatoires présents en Polynésie française et en Nouvelle-Calédonie. Par exemple, 80% des récifs de Nouvelle-Calédonie sont considérés comme en bon état, et des dizaines d'îles ou d'atolls de Polynésie ont des formations récifales indemnes de toute pollution ou de surexploitation. Le territoire de Wallis et Futuna montre une situation contrastée entre Wallis en « bon » état, avec un recouvrement corallien moyen sur la pente externe de la côte ouest de 62 %, et Futuna en « mauvais » état avec des recouvrements inférieurs à 20%. Les perturbations les plus fortes interviennent lors des cyclones, des augmentations de température et des proliférations d'*Acanthaster*. Les pollutions issues du bassin versant restent localisées aux grosses agglomérations (Nouméa, Paapeete), ou aux impacts de l'industrie du nickel en Nouvelle Calédonie.

Les forces motrices du déclin sont connues depuis plusieurs décennies, notamment dans les zones côtières où la qualité des masses d'eau littorales dépend de la gestion des pratiques agricoles, urbaines et industrielles du bassin versant. Si les diagnostics et les recommandations qui suivent se révèlent « aisés » à des échelles globales ou régionales, leur traduction pour des actions opérationnelles au niveau local reste plus délicate.

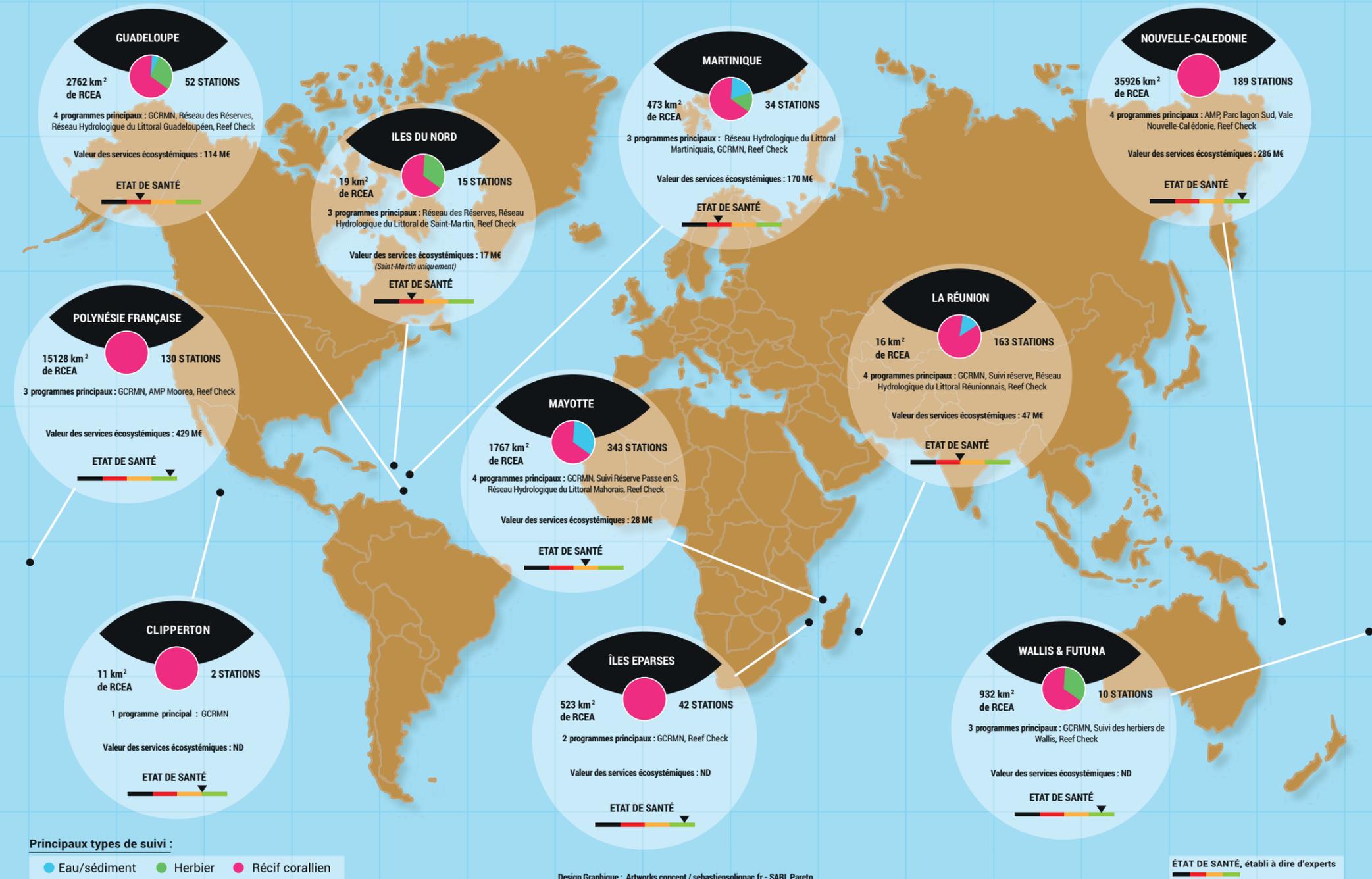
Des initiatives existent pour réduire les impacts des activités humaines et pour restaurer – très localement – des milieux dégradés. Mais elles restent encore insuffisantes pour permettre d'accroître la résilience des RCEA. L'accent est particulièrement mis sur la création d'aires marines protégées, de cantonnements de pêche, de zones protégées de mangroves, mais aussi sur la protection d'espèces menacées, la lutte contre les espèces envahissantes, et différentes expérimentations de récifs artificiels et de bouturage de coraux adaptés pour résister aux pressions.

Ralentir ou inverser le déclin de l'état de santé des RCEA passe donc par :

- une lutte accrue contre les pollutions issues des bassins versants, contre les dégradations liées aux aménagements côtiers, contre les pratiques de pêche destructives ;

- un renforcement du réseau d'aires protégées, tenant compte des zones de résilience naturelle, de la connectivité à l'échelle régionale et associant aux récifs coralliens des zones de mangroves et d'herbiers sous la forme d'unités cohérentes de gestion ;
- un effort conséquent et durable dans l'éducation et la sensibilisation à l'environnement ;
- ou encore, lorsque des dégradations locales sont avérées, en mettant en œuvre des actions d'ingénierie écologique pour aider localement la régénération naturelle.

## Carte de synthèse de l'état de santé des récifs coralliens et des écosystèmes associés par collectivité.





# Introduction & contexte

- Introduction ..... 11
- Présentation des récifs coralliens et des écosystèmes associés (RCEA) des collectivités d’Outre-mer ..... 15
- Importance d’assurer une veille environnementale ..... 18

# Introduction

## LES RÉCIFS, L'ICRI ET L'IFRECOR

L'ensemble des récifs de l'Outre-mer français totalise une superficie de 58 000 km<sup>2</sup>, soit environ 10 % des récifs du monde. A la quatrième place mondiale derrière l'Indonésie, l'Australie et les Philippines, la France est le seul Etat à avoir la responsabilité de ce patrimoine naturel dans les trois océans : la Martinique, la Guadeloupe ainsi que Saint-Martin et Saint-Barthélemy dans l'océan Atlantique ; la Réunion, Mayotte et les îles Eparses dans l'océan Indien ; la Nouvelle Calédonie, la Polynésie française, Wallis & Futuna et Clipperton dans l'océan Pacifique. Ces écosystèmes fournissent des services socioéconomiques essentiels : protection des côtes, ressources alimentaires, support d'activités touristiques et de loisirs.

Au niveau mondial, on estime que 20% des récifs et des écosystèmes associés ont été irrémédiablement détruits au cours des dernières décennies, en raison de pressions anthropiques et naturelles. Parmi les 80% restants, seuls 30% seraient dans un état satisfaisant. En France, les tendances observées sont également à la baisse dans plusieurs collectivités.

Ces pressions se traduisent depuis quelques décennies par un ensemble de dégradations qui touchent de nombreux récifs, n'épargnant pas ceux des collectivités françaises d'Outre-mer. Cet état est préoccupant, comme en témoignent les informations remontant des gestionnaires d'aires marines protégées, de la communauté scientifique ou des usagers.

Le réchauffement climatique, enjeu global en ce début de XXI<sup>ème</sup> siècle, aura des conséquences importantes pour les récifs : augmentation des événements majeurs du type cyclone, risques accrus de blanchissement des coraux, acidification impactant la croissance corallienne, remontée du niveau marin, etc. Surveiller l'état de santé des récifs à long terme demeure l'activité principale

pour évaluer dans l'espace et dans le temps l'évolution écologique des récifs.

Engagée en mars 1999 sur décision du Premier ministre, l'IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens), déclinaison nationale de l'ICRI (initiative internationale en faveur des récifs), est une action nationale en faveur des récifs coralliens et des écosystèmes qui leurs sont associés (herbiers de phanérogames et mangroves) des collectivités d'Outre-mer. Elle est portée par le ministre chargé de l'écologie et le ministre chargé des Outre-mer. Face aux menaces avérées et potentielles d'origines naturelles et/ou anthropiques, l'IFRECOR s'est fixé comme objectifs la protection et la gestion durable des récifs coralliens et des écosystèmes associés (RCEA) de l'Outre-mer français.

Pour répondre à cet enjeu, l'IFRECOR a adopté en 2000 un plan cadre national d'actions pour la protection et la gestion durable des récifs coralliens. Il est décliné en programmes d'actions quinquennaux. Le troisième programme (2011-2015) est terminé et le quatrième (2016-2020) sera prochainement lancé. Ces programmes sont déclinés en plusieurs thèmes d'intérêt transversaux (TIT) abordés de manière collective et coordonnée dans les Outre-mer.

## LE CONTEXTE DE L'OUVRAGE

Dès 2000, alors qu'elle assurait le secrétariat de l'ICRI, la France s'est engagée à participer activement au réseau mondial de surveillance des récifs coralliens : le GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network). Le GCRMN est depuis 1998, la pierre angulaire du suivi de l'état de santé des récifs dans le monde. Des bilans périodiques ont été publiés (Wilkinson 1998, 2000, 2002, 2004, 2008 ; Chin et al. 2011), ainsi que des ouvrages plus ciblés, par exemple sur les conséquences du tsunami de 2005 (Wilkinson et al. 2006), ou encore sur les méthodes de diagnostic socio-économique.

La France a contribué à plusieurs de ces rapports mondiaux et plus récemment, à celui sur l'évolution des récifs coralliens des Caraïbes entre 1970 et 2012 (Jackson, 2014). A l'image de ces

rapports mondiaux, la France a, en 2008, lors de l'« année internationale des récifs coralliens », publié un ouvrage de synthèse sur l'état des récifs coralliens de l'Outre-mer français (Gardes et Salvat 2008). A l'occasion de l'élaboration du troisième programme d'action (2011-2015), l'IFRECOR s'est fixée comme objectif de publier un nouvel ouvrage présentant l'évolution de l'état des récifs coralliens et des écosystèmes associés.

## LE THÈME D'INTÉRÊT TRANSVERSAL RESOBS

Avec pour objectif global la surveillance des écosystèmes récifaux et associés comme outil d'aide à la décision en vue de maintenir les fonctions écologiques et socio-économiques de ces écosystèmes, l'IFRECOR s'est doté depuis sa création d'un thème transversal et commun à toutes les collectivités portant sur les réseaux d'observation (TIT RESOBS). Les objectifs sont de :

- développer et pérenniser un réseau représentatif de suivi des récifs et des écosystèmes associés pour détecter les changements et fournir une aide à la décision aux gestionnaires locaux,
- développer un système d'information pour une information partagée, harmonisée et interopérable avec les autres outils existants/en cours, permettant de rapporter aux échelles locales, nationale et internationale,
- produire des bilans périodiques (avec analyse des évolutions) de l'état des RCEA des Outre-mer français.

Si l'accent est fortement mis sur les récifs sensu stricto, des efforts conséquents ont également été menés pour les herbiers de phanérogames et les mangroves afin d'organiser les observations permettant in fine de disposer d'un diagnostic de leur état écologique, voire d'un diagnostic intégré à l'échelle de l'écosystème dans sa globalité.

Dès 2009, l'IFRECOR commença à s'intéresser aux écosystèmes associés aux récifs coralliens et finança la réalisation d'un premier bilan sur l'état des lieux des mangroves des Outre-mer français (Roussel, 2009), avec le Conservatoire du Littoral, puis des herbiers de phanérogames marines des Outre-mer français (Hily et al. 2010).

Ainsi dès le démarrage de la troisième phase de l'IFRECOR en 2011, sont programmées (i) la mise en place d'un réseau d'observation des herbiers des Outre-mer coordonné et animé par le Laboratoire des sciences de l'environnement marin (LEMAR UMR 6539) et (ii) d'un réseau d'observation des mangroves coordonné et animé par le pôle-relai « mangroves et zones humides des Outre-mer », porté par le Conservatoire du Littoral. Les activités visent à accroître les connaissances sur ces écosystèmes, à en suivre l'état de santé à différentes échelles et pour la première fois à l'échelle globale des Outre-mer français : la mise en réseau des acteurs, l'inventaire des connaissances, le développement de protocoles harmonisés...

## COMMENT DÉFINIR ET SURVEILLER L'ÉTAT DE SANTÉ D'UN RÉCIF ?

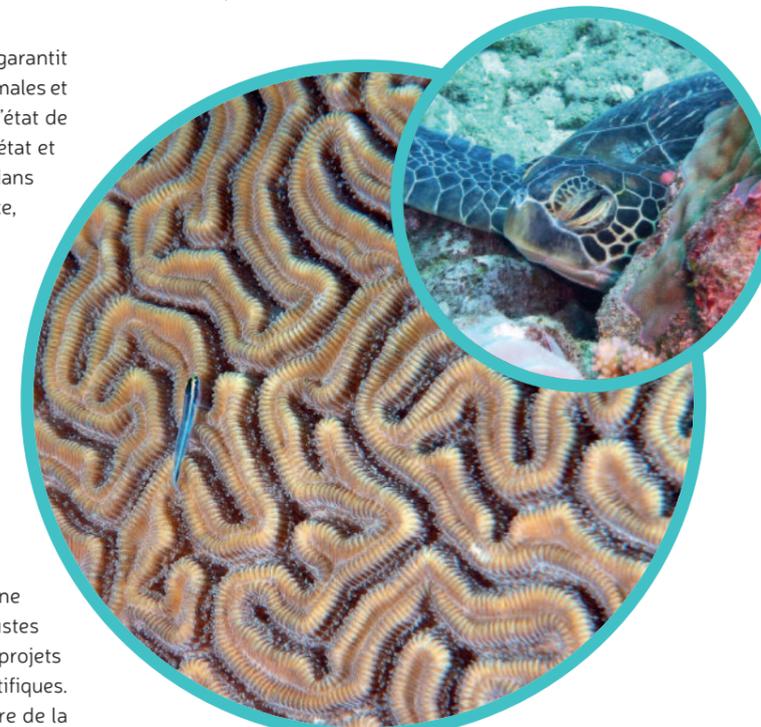
Le « bon état de santé » peut se définir comme celui qui garantit le bon fonctionnement des différentes communautés animales et végétales de l'écosystème considéré. Surveiller, suivre l'état de santé consiste donc à évaluer au travers de variables d'état et de tendances appropriées l'évolution des écosystèmes dans le temps et leur éloignement à des valeurs de référence, c'est-à-dire à en détecter les changements.

En France, c'est à partir des années 1990 que se sont progressivement mis en place des réseaux de suivi des récifs dans les Outre-mer, selon des protocoles distincts. Après une première vague de stations matérialisées et suivies qui débute pour Mayotte, la Polynésie et la Nouvelle-Calédonie, c'est sous l'impulsion de l'IFRECOR qu'est lancée une seconde vague dans tous les territoires ultra-marins : 150 stations sont alors rapportées comme opérationnelles de façon systématique et pérenne.

Le suivi de l'état de santé des récifs est une action à l'origine menée par les scientifiques selon des protocoles robustes (English et al. 1997 ; Hill et Wilkinson 2004), couplée aux projets de recherche fondamentale et appliquée des équipes scientifiques. Depuis, les programmes de suivi liés à la mise en œuvre de la

Directive Cadre sur l'Eau dans les Outre-mer appartenant à l'Union européenne, les suivis des Réserves naturelles et des Parcs naturels marins ont su adopter et adapter les protocoles issus du GCRMN à leurs besoins spécifiques de surveillance et de rapportage.

Au fil du temps, est apparue la nécessité d'élargir le champ des intervenants, notamment les gestionnaires d'espaces protégés, les associations et la société civile. Des initiatives se sont ainsi mises en place pour impliquer les citoyens. Reef Check, partenaire du GCRMN, lancé en 1997, est l'initiative de sciences participatives la plus globale. Elle rassemble plusieurs milliers d'intervenants dans le monde qui sont sensibilisés et participent à la collecte de données scientifiquement utilisables. Les intervenants bénéficient préalablement de formations et sont encadrés sur le terrain par des scientifiques.



La nécessité de disposer d'indicateurs d'état des récifs a émergé récemment et a été accentuée par la mise en place de l'observatoire national de la biodiversité (ONB), développé dans le cadre de la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB). Il existe dans la littérature scientifique un très grand nombre de variables, de métriques écologiques, socio-économiques aptes à constituer d'excellents composants d'un tableau de bord pour les récifs coralliens. Parmi ceux-ci, un indicateur sur les récifs coralliens a été développé pour l'ONB en 2014 sur la base des jeux de données disponibles.

**Réaliser un bilan à la fois global et détaillé de l'état de santé des récifs et des écosystèmes associés demeure délicat, d'autant qu'il faut considérer que seulement une petite partie des récifs est suivie, en attendant des méthodes nouvelles avec les satellites ou les drones. Néanmoins cet ouvrage aborde dans une première partie de manière aussi synthétique que possible un panorama descriptif des connaissances, des enjeux par écosystèmes (récif, herbier, mangrove), ainsi que par océans (mer des Caraïbes, océan Indien, océan Pacifique). La deuxième partie de l'ouvrage dresse le bilan de la situation dans chacun des Outre-mer français sous la forme de chapitres individualisés élaborés par des experts locaux.**

#### Références bibliographiques

CHIN A, LISON DE LOMA T, REYTAR K, PLANES S, GERHARDT K, CLUA E, BURKE L, WILKINSON C, 2011. Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011. Global Coral Reef Monitoring Network. 260p.

ENGLISH S, WILKINSON C, BAKER V, 1997. Survey Manual for Tropical Marine Resources. Australian Institute of Marine Science, Townsville Australia. 378p.

GARDES L, SALVAT B, 2008. Les récifs coralliens de la France d'Outre-mer : rétrospective des évolutions enregistrées par les réseaux de surveillance de l'état de santé de ces écosystèmes diversifiés et fragiles. Rev. d'Ecol. 63 (1-2) : 13-22.

HILL J, WILKINSON C, 2004. Methods for ecological monitoring of coral reefs: a resource for managers. Version 1. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia. 117p.

HILY C, DUCHENE J, BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, PAYRI C, VEDIE F, 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer français. HILY C, GABRIE C, DUNCOMBE M coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral. 161p.

ROUSSEL E, 2009. Les mangroves de l'Outre-mer français. DUNCOMBE M, GABRIE C coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral. 144p.

WILKINSON C, 1998. The Status of the Coral Reefs of the World : 1998. Townsville, Australia, Australian Institute of Marine Science. 184p.

WILKINSON C, 2000. The Status of the Coral Reefs of the World : 2000. Cape Ferguson, Australian Institute of Marine Science. 363p.

WILKINSON C, 2002. The Status of the Coral Reefs of the World : 2002. Townsville, Australia, Australian Institute of Marine Science and the Global Coral Reef Monitoring Network. 378p.

WILKINSON C, 2004. The Status of the Coral Reefs of the World : 2004. Townsville, Australia, Australian Institute of Marine Science. 557p.

WILKINSON C, 2008. The Status of the Coral Reefs of the World : 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 296p.

WILKINSON C, SOUTER D, GOLBERG J, 2006. Status of coral reefs in tsunami affected countries: 2005. Global Coral Reef Monitoring

# Présentation des récifs coralliens et des écosystèmes associés (RCEA) des collectivités d'Outre-mer

Les récifs coralliens et les écosystèmes associés sont, avec les forêts tropicales, les écosystèmes les plus riches et les plus productifs de la planète. Aujourd'hui, on estime qu'ils abritent près de 100 000 espèces, soit le tiers des espèces marines connues à ce jour sur 0,2% de la surface des océans.

## LES RÉCIFS CORALLIENS D'OUTRE-MER : DESCRIPTION ET ENJEUX

La France est le seul pays au monde à posséder des récifs coralliens dans les trois océans de la planète :

- L'océan Pacifique: Nouvelle-Calédonie, Polynésie française, Wallis & Futuna, Clipperton,
- L'océan Indien: La Réunion, Mayotte, les Iles Eparses,
- L'océan Atlantique: Martinique, Guadeloupe, Iles du Nord (Saint-Martin et Saint-Barthélemy).

Ces récifs et lagons couvrent près de 60 000 km<sup>2</sup>, soit près de 10% des récifs du monde (Gabrié et Salvat 1999, Andrefouet et al., 2008). Ils sont particulièrement diversifiés sur le plan géomorphologique : récifs barrière, récifs frangeants, atolls, etc.

Les récifs coralliens sont considérés au niveau mondial comme des points chauds de biodiversité avec environ 800 espèces de coraux, 8 000 de poissons, 25 000 de mollusques et des dizaines de milliers d'autres invertébrés (crustacés, échinodermes, etc.). La diversité spécifique des récifs est loin d'être totalement répertoriée. Dans l'Outre-mer français, un total de 22 850 espèces a été à ce jour recensé (source : TAXREF v8.0 2014).

La richesse et le taux d'endémisme dépendent de la situation biogéographique et de l'âge géologique de chaque territoire. Les taux d'endémisme sont ainsi particulièrement marqués en Polynésie, notamment aux Marquises et aux Gambier qui sont deux archipels très isolés, ou encore dans l'océan Indien.

Les récifs constituent également des sites d'importance majeure pour de nombreuses espèces protégées comme les dugongs (qu'on ne trouve plus qu'en Nouvelle-Calédonie et à Mayotte), ou les tortues marines.

Les récifs ont également un intérêt culturel et socio-économique primordial pour les collectivités où ils participent fortement au développement économique local. Leur rôle dans la protection des littoraux est majeur ; les ressources alimentaires sont importantes pour les



populations, en lien avec l'isolement des îles et les traditions culturelles ; et le tourisme, lié à la beauté des paysages coralliens, s'est développé dans presque toutes les collectivités, jusqu'à représenter parfois l'essentiel de leurs revenus.

L'ensemble de ces services écosystémiques sont cependant menacés par la dégradation globale des récifs coralliens à travers le monde. Les collectivités d'Outre-mer ne font pas exception.

## LES HERBIERS D'OUTRE-MER : DESCRIPTION ET ENJEUX

Les phanérogames marines sont des plantes à fleurs marines et/ou estuariennes formant des prairies appelées « herbiers ». Le groupe qu'elles constituent est composé de près de 70 espèces appartenant à 6 familles (Short et al. 2011). Leur aire de distribution est vaste: elles sont installées dans la majorité des zones côtières mondiales, à l'exception du littoral de l'Antarctique.





En dépit du nombre restreint d'espèces composant les herbiers, leur fonction écologique est d'une importance primordiale pour l'environnement côtier peu profond. Espèces ingénieuses, elles jouent en effet un rôle important dans les zones côtières où elles sont présentes, en créant un habitat très productif propice au développement de nombreuses espèces animales et végétales: en particulier par leur rôle d'aire de ponte, de refuge, de nurserie et d'alimentation pour de nombreuses espèces d'invertébrés et de poissons, dont certaines présentent un intérêt commercial.

De plus, les herbiers amortissent les houles et piègent les sédiments, contribuant ainsi à protéger le littoral de l'érosion. Ils sont toutefois sensibles à de nombreuses pressions, qu'elles soient naturelles, anthropiques, directes ou indirectes.

Les herbiers de phanérogames marines sont peu développées en Polynésie et à La Réunion. En Guyane et à Clipperton, seule l'espèce ubiquiste *Ruppia maritima* est ponctuellement présente dans les eaux saumâtres, bancs de vases et jeunes marais (Hily et al. 2010 ; Payriet al. 2009). Dans les autres collectivités, elles constituent des habitats remarquables dans de nombreux lagons et plus rarement sur les pentes externes de certains récifs coralliens. Ainsi un nombre total de 16 à 18 espèces de phanérogames

marines appartenant à trois familles (*Cymodoceaceae*, *Hydrocharitaceae* et *Zosteraceae*) et huit genres (*Cymodocea*, *Halodule*, *Syringodium*, *Thalassodendron*, *Thalassia*, *Enhalus*, *Halophila* et *Zostera*), a été confirmé à l'échelle des régions tropicales de l'Outre-mer.



Ces herbiers sont plus ou moins étendus et ils ont des caractéristiques variées selon les conditions environnementales auxquelles ils sont soumis. À l'exception de certaines espèces qui s'installent en zone intertidale rocheuse, les herbiers se développent généralement en eau peu profonde sur des sédiments meubles. Quelques unes se développent néanmoins jusqu'à 60 m de profondeur lorsque l'eau est très claire. De multiples facteurs, liés ou non aux activités humaines agissent à différentes échelles spatiales et régissent la distribution des herbiers, leur composition et leur structure. Si elles possèdent un système végétatif semblable à celui des plantes terrestres, composé de racines et de rhizomes, de tiges et de feuilles, elles présentent des morphologies diverses selon les espèces. Les phanérogames marines se multiplient principalement par voie végétative mais également par reproduction sexuée.

## LES MANGROVES D'OUTRE-MER : DESCRIPTION ET ENJEUX

Les mangroves sont des formations végétales côtières emblématiques des régions intertropicales et représentatives d'une partie des littoraux de l'Outre-mer français. Ces forêts se développent dans les zones de balancement des marées, sur les portions du littoral calmes, abritées des vagues et des courants. Généralement organisées en bandes parallèles à la côte, les espèces de palétuviers ont des distributions variables entre leur limite marine et leur limite terrestre. Les principaux facteurs déterminant la répartition des différentes espèces au sein d'une mangrove sont (i) la fréquence d'inondation et (ii) le gradient de salinité.

Il existe dans le monde, selon les auteurs, entre 70 et 84 espèces exclusives de palétuviers (Saenger 2002 ; Duke et al. 1998), dont 28 sont présentes en Outre-mer. Leur répartition est inégale et scindée en deux grandes zones biogéographiques : le bloc occidental, représenté par le bassin Atlantique et la côte ouest du continent américain, et le bloc oriental s'étendant de la côte est africaine aux îles de l'océan Pacifique.

Les mangroves françaises représentent 0,7 % des surfaces de mangrove dans le monde (Roussel 2010). Pour le bassin Atlantique, on les retrouve sur tous les territoires français de la zone intertropicale : à Saint-Barthélemy, à Saint-Martin, en Guadeloupe, en Martinique et surtout en Guyane. Dans la région indo-pacifique on retrouve ces écosystèmes à Mayotte, dans les îles Eparses, en Nouvelle-Calédonie, à Wallis et Futuna et plus anecdotiquement en Polynésie française, où les palétuviers ont été introduits. Elles sont absentes de l'île de la Réunion. En Outre-mer, leur surface a été estimée en 2010 à 1 035 km<sup>2</sup> (Roussel et al, 2010), répartis pour la majorité entre la Guyane (67 %) et la Nouvelle-Calédonie (25 %).

Les Antilles et la Guyane, comprises dans le bloc occidental, ont une diversité spécifique relativement faible puisqu'elles ne comptent que six espèces de palétuviers, dont trois sont communes aux cinq territoires. Par contre, ces six espèces sont totalement

absentes du reste des territoires français de l'océan Indien et de l'océan Pacifique. Le bloc oriental, quant à lui, présente une diversité spécifique beaucoup plus importante. Les îles Eparses et Mayotte comptent au total sept espèces de palétuviers, dont cinq sont communes aux deux territoires. Bien qu'éloignée géographiquement, la Nouvelle-Calédonie compte six des sept espèces présentes sur les territoires de l'océan Indien. En tout, ce sont 21 espèces qui sont présentes en Nouvelle-Calédonie, parmi lesquelles 13 ne se trouvent dans aucun autre territoire d'Outre-mer (Taureau 2014). Plus à l'ouest, en plein cœur de l'océan Pacifique, la diversité spécifique diminue considérablement. Ainsi, Wallis et Futuna ne compte que deux espèces de palétuviers, tandis qu'une seule espèce récemment introduite est présente en Polynésie française.

Les mangroves sont utiles à nos sociétés à bien des égards. En effet, elles fournissent de nombreux services écosystémiques : en atténuant la houle elles protègent des agressions de la mer les infrastructures humaines installées en zone côtière; elles sont des lieux de reproduction et de nurserie pour de nombreuses espèces d'oiseaux et de poissons qui ont des valeurs économiques non négligeables pour les communautés locales. En interceptant les sédiments et les nombreux polluants venant de la terre elles réduisent les flux de pollution vers le lagon, garantissant ainsi une eau plus limpide aux herbiers et aux récifs en aval; finalement, elles constituent des réservoirs de carbone parmi les plus efficaces au monde.

Malgré ces services, les mangroves gardent une mauvaise réputation dans la conscience collective. Globalement moins menacées que dans d'autres pays, les mangroves françaises restent néanmoins la cible de nombreuses agressions, aussi bien d'origine anthropique que naturelle: destructions directes, artificialisation des bassins versants, remblais, drainage, dépôts d'ordures, réceptacle des eaux usées, élévation du niveau de la mer, tempêtes, etc. En Outre-mer, la menace la plus importante est de loin l'aménagement du territoire, qui convertit peu à peu des zones de mangroves pour accueillir diverses infrastructures humaines.

### Références bibliographiques

AUBANEL A, SALVAT B, 2008. Les récifs coralliens de la France d'Outre-mer. 16p.

GABRIE C, SALVAT B, 1999. Les récifs coralliens des DOM-TOM. Le courrier de la Nature 181 (novembre-décembre). 32p.

HILY C, DUCHENE J, BOUCHON-NAVARO Y, GIGOU A, PAYRI C, VEDIE F, 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer français. Hily C, Gabrié C, Duncombe M, coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral. 140p.

DUKE NC, BALL MC, ELLISON JC, 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves, in: Global Ecology and Biogeography Letters: 27-47.

IFRECOR, IUCN, 2015. Le réchauffement climatique est la principale menace pesant sur les récifs coralliens, les herbiers et les mangroves. Elus d'Outre-mer, préservez ce patrimoine d'exception ! 20p.

PAYRI C, MENOUL JL, N'YEURT A, 2009, in : CHARPY L (coord). Clipperton, environnement et biodiversité d'un microcosme océanique. MNHN/IRD. Patrimoines naturels 68.

ROUSSEL E, GABRIE C, DUNCOMBE M, 2010. Les mangroves de l'Outre-mer français. Conservatoire du littoral.

SAENGER P, 2002. Mangrove ecology, silviculture, and conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

SHORT FT, POLIDORO B, LIVINSTONE SR, CARPENTER KE, BANDEIRA S, BUJANG JSet al., 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. Biol. Conserv. 144: 1961-1971.

TAUREAU F, ROBIN M, DEBAINE F, 2015. Guide méthodologique pour la cartographie des mangroves de l'Outre-mer français. Université de Nantes.

TAXREF v8.0. URL : [www.inpn.mnhn.fr](http://www.inpn.mnhn.fr)



# Importance d'assurer une veille environnementale

## SURVEILLER L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS : POURQUOI, POURQUOI FAIRE, POUR QUI, COMMENT ?

Le « bon état de santé des récifs » est appréhendé ici comme celui qui permet à l'écosystème corallien concerné d'assurer les services écologiques indispensables au maintien de sa structure et de son fonctionnement. A l'instar de la surveillance de l'état de santé d'un humain, c'est donc au travers de la caractérisation dans le temps de variables (par exemple le pourcentage de corail vivant ou le recouvrement corallien, la biomasse en poissons commerciaux) que se fait la surveillance (le monitoring) de l'état de santé.

La valeur recueillie à un instant « t », par exemple un pourcentage de 34% de recouvrement corallien, ne donne pas une indication fiable de son état de santé. Seule l'analyse de cette valeur dans un suivi pluri-annuel peut permettre d'appréhender si l'état de santé du corail est (i) stable, (ii) s'améliore ou (iii) se dégrade. Actuellement, l'indicateur « corail vivant » ne suffit plus pour caractériser l'état de santé et le suivi s'oriente donc vers un tableau de bord qui intégrera plusieurs descripteurs d'état et de tendance (dont le recouvrement corallien), complété judicieusement par des données de suivi des températures, de la qualité des eaux, etc ...

Pour chaque type de récif, ces paramètres ont une valeur optimale qui hélas reste difficile à préciser faute de donner historiques et est donc souvent définie « à dire d'experts ». Il est possible de considérer que compte tenu des dégradations avérées au cours des dernières décennies, les valeurs de référence à considérer lorsqu'elles existent sont celles des années 1970, une époque où les équipes de recherche œuvraient déjà.

Une surveillance socio-économique est également indispensable si l'on souhaite maintenir les services socio-économiques que fournissent les récifs aux humains : alimentation, protection des littoraux, etc. Pour ce faire, des indicateurs biologiques comme la biomasse de poissons commerciaux capturés ou des indicateurs d'usage des ressources sont développés et utilisés via des bases de données incrémentées dans le temps. Ce sont surtout les ressources halieutiques qui ont été considérées ces dernières décennies.

L'écosystème corallien demeure riche et diversifié, donc complexe, mais il peut être divisé en plusieurs compartiments biophysiques et biologiques qui interagissent entre eux, en cohérence avec l'approche « Habitat » qui associe un biotope à une biocénose. Ainsi, les trois principaux compartiments qui sont concernés sont (i) le compartiment « substrat » qui peut être dur (roche) ou sédimentaire (sable, vase, ...), (ii) le compartiment « eau » et (iii) le compartiment « matière vivante » qui regroupe l'ensemble de la faune et de la flore, qu'elles soient fixées sur le substrat (comme les coraux, les algues, les hydraires, les herbiers, etc), mobiles à proximité du fond (espèces nectobenthiques comme les oursins, les étoiles de mer, les poissons qui évoluent à proximité du fond) ou mobiles dans la colonne d'eau (espèces pélagiques).

Pour être le plus exhaustif possible, un suivi devra donc porter sur ces trois compartiments.

## OBJECTIFS D'AIDE À LA DÉCISION ET DE SENSIBILISATION

Dans le cadre de programmes de recherche appliquée, les organismes scientifiques assurent une veille sur la structure et le fonctionnement des récifs coralliens depuis plusieurs décennies. C'est dans le cadre de ces démarches rigoureuses qu'ont été élaborés les protocoles de suivi des communautés récifales qui prévalent encore actuellement avec un focus très prononcé sur les coraux bioconstructeurs et les poissons coralliens.

L'aide à la décision s'appuie sur des diagnostics de l'état de santé, matérialisés sous la forme de cartes d'habitats, de vitalité corallienne, de sensibilité écologique, et vise à la planification des activités humaines, l'élaboration des plans de gestion des espaces maritimes, les mesures compensatoires à prendre dans le cadre de projets d'aménagements locaux comme les stations d'épuration, les projets hôteliers, etc.

Les programmes de suivi « expert » correspondent à ceux requis dans le cadre du GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network) et nécessitent souvent un niveau d'expertise élevé au niveau de l'espèce. Mis en place dès 1998, ils avaient initialement pour vocation de dresser une approche à l'échelle mondiale en comparant le plus petit dénominateur commun à tous les récifs : les pentes externes. Au fil des années, ce prérequis a disparu et les suivis se sont effectués dans de nombreux autres types d'habitats coralliens.

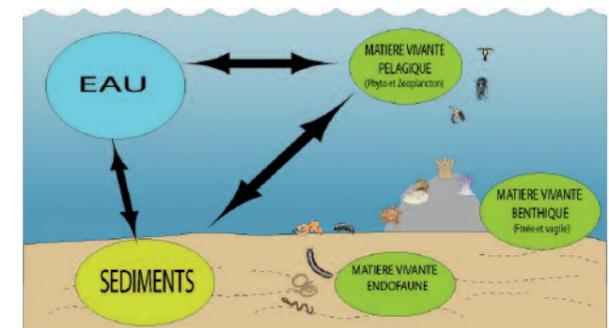


Figure 1 : Illustration des trois compartiments d'un écosystème corallien.

Les programmes de suivi écologique ont également une forte capacité à sensibiliser et à éduquer les populations locales à la fragilité du récif. Les réseaux de science participative, de mouvance plutôt anglo-saxonne, se développent désormais en France. En témoigne la mise en place au sein de Vigie-Mer (co-animé par le MNHN et l'Agence des Aires Marines Protégées) du projet 65 millions d'observateurs au sein duquel l'initiative Reef Check figure en place centrale en ce qui concerne la participation de la société civile aux activités de suivi de l'état de santé des récifs : gestionnaires d'aires protégées, clubs de plongée, associations environnementales, etc.

## HISTORIQUE DE LA SURVEILLANCE DES RÉCIFS EN FRANCE

Dès 1998, un ouvrage « état des récifs coralliens en France Outre-mer » était publié dans l'élan du lancement de l'ICRI (Gabrié 1998) et constituait déjà un des piliers de l'action de l'IFRECOR. Des grandes diversités existent en réalité d'une collectivité à l'autre puisque la Polynésie Française dispose de stations de suivi depuis plusieurs décennies, alors que certaines comme Wallis et Futuna ou les Iles Eparses disposent de moins d'une décennie de données.

Désormais, la surveillance de l'état de santé des récifs fait partie intégrante des programmes nationaux comme en témoignent les travaux menés sur la bioindication pour le rapportage dans le cadre de la DCE, ou encore de définition d'un indicateur pour l'Observatoire National de la Biodiversité (ONB).

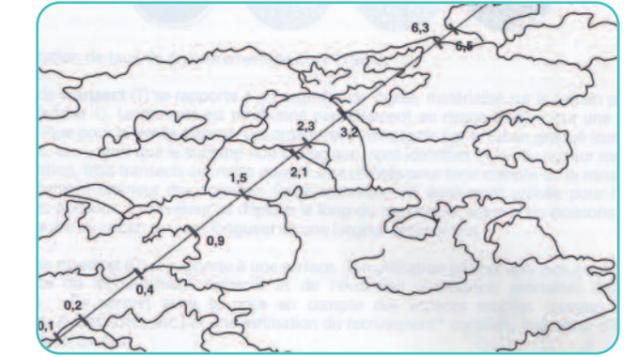
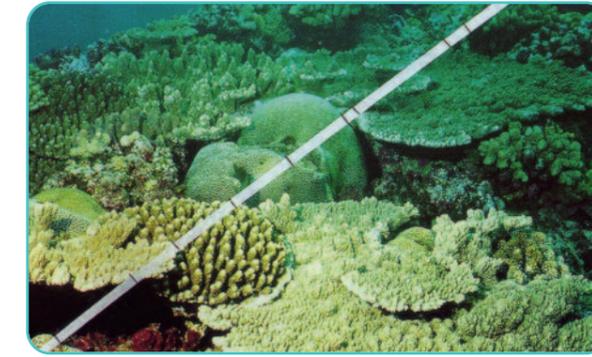


Figure 2 : Exemple de relevé de type LIT. Source : Conand & al

## COMMENT SUIVRE L'ÉTAT DE SANTÉ D'UN RÉCIF DONNÉ ?

Il existe un consensus mondial pour reconnaître que la surveillance (de l'état de santé) d'un récif donné doit s'effectuer de manière régulière dans une portion représentative d'un habitat récifal homogène. Il peut s'agir par exemple d'une pente externe à la même profondeur, d'une portion de platier interne de récif barrière ou d'une patate corallienne.

Le choix de positionnement de la station est un élément crucial pour le suivi temporel et devra être déterminé selon qu'il s'agisse de suivre l'impact d'un projet d'aménagement ou de mesurer l'évolution de la valeur patrimoniale du récif. Le hasard ne devrait donc pas prévaloir, surtout si la station s'inscrit dans le cadre de la démarche DCE et a donc valeur à qualifier dans l'espace et dans le temps la qualité de l'ensemble de la masse d'eau récifale concernée. Représentative autant que possible d'un type donné d'habitat, la station devra être géoréférencée et idéalement matérialisée au moyen de piquets et de colliers pour permettre de ré-échantillonner la même zone la fois suivante.

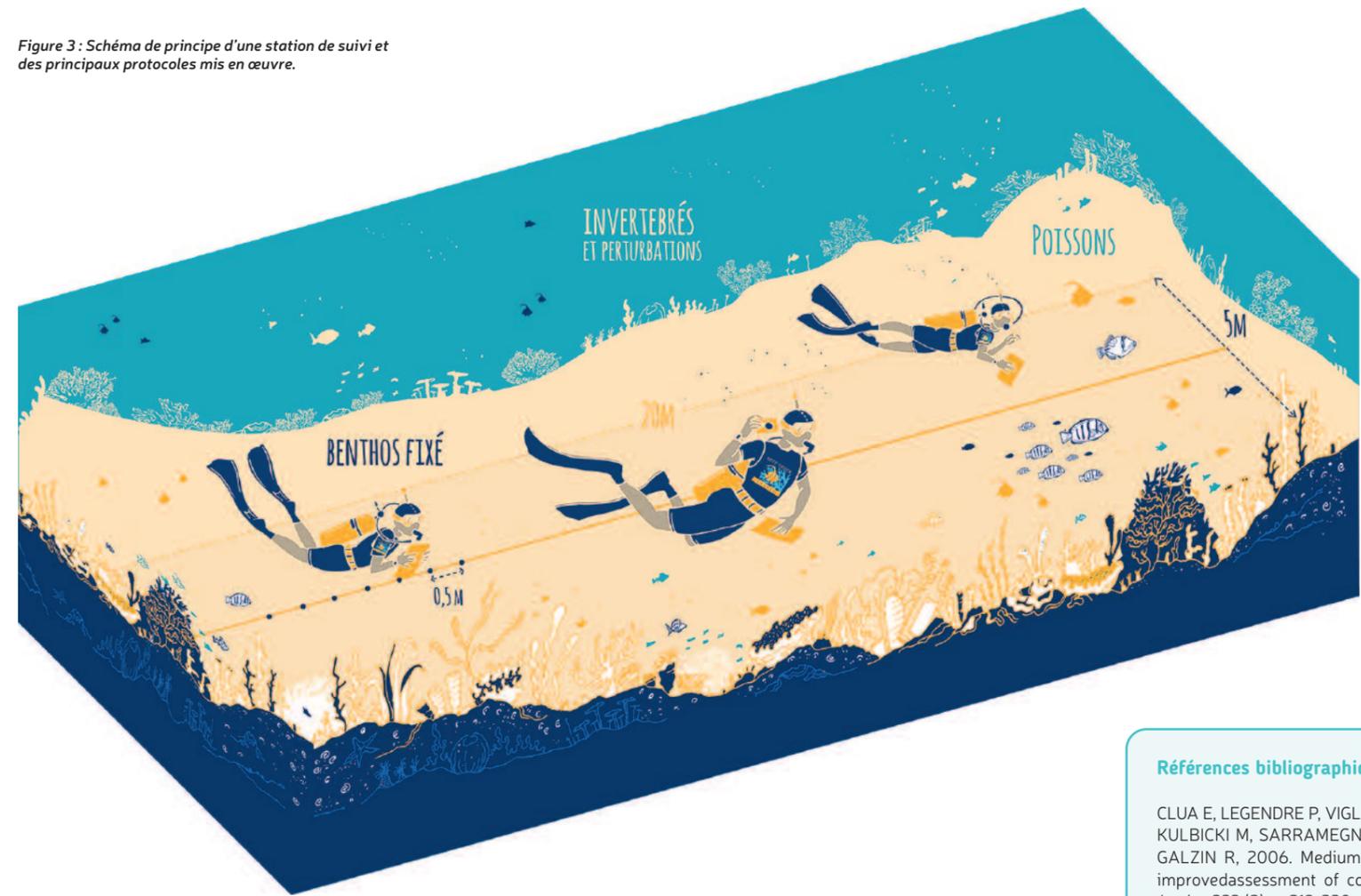
La fréquence de suivi est à minima annuelle pour la majorité des stations. Elle peut être plus rapprochée (semestrielle) si certaines cibles comme les algues font partie de la surveillance.

La superficie échantillonnée pour le benthos fixé (les coraux, les algues, les substrats, etc), les poissons, les invertébrés mobiles, peut varier d'une équipe à l'autre selon l'objectif visé, mais globalement et pour des raisons de représentativité statistique, c'est une superficie de l'ordre de 400 à 500 m<sup>2</sup> qui sera étudiée, avec à l'intérieur plusieurs répliquats (ou pseudo-répliquats) de type points, lignes (les transects) ou surfaces (les quadrats).

Pour le benthos fixé, c'est la technique du transect LIT (Line Transect Intercept) qui est la plus utilisée par les équipes sur le terrain pour relever d'un point de vue qualitatif et/ou quantitatif les peuplements benthiques à un niveau d'expertise qui varie selon l'objectif et/ou la compétence de l'opérateur. Les principales méthodes sont décrites ci-après dans le chapitre sur les protocoles de suivis. Certains relevés sont plus précis par exemple lorsqu'il s'agit de quantifier les maladies qui affectent les coraux ou le taux de blanchissement lors d'un épisode de forte chaleur.

D'autres méthodes permettant une approche plus générale sont également utilisées. Inspirée du travail mené par E. Clua sur les habitats récifaux, la technique MSA (Medium Scale Approach) est aisée à mettre en œuvre et permet de décrire l'habitat corallien selon des catégories relativement simples pour lesquelles le pourcentage de recouvrement des différentes catégories benthiques s'inspire de la cotation de Dahl, à 5 niveaux (Clua et al, 2006).

Figure 3 : Schéma de principe d'une station de suivi et des principaux protocoles mis en œuvre.



Outre les peuplements benthiques, les poissons ainsi que les invertébrés mobiles sont étudiés.

Pour les peuplements ichtyologiques, c'est la méthode du transect-couloir qui est la plus utilisée, l'opérateur relevant en un ou plusieurs passages les espèces ainsi que leur taille.

Pour les invertébrés, les priorités demeurent données aux espèces d'intérêt halieutique comme les holothuries et les oursins. Les espèces ayant un caractère indicateur de pollution (par exemple les algues vertes, les cyanobactéries) ou présentant un risque invasif (par exemple les Acanthaster, les algues rouges *Asparagopsis*).

#### Références bibliographiques

CLUA E, LEGENDRE P, VIGLIOLA L, MAGRON F, KULBICKI M, SARRAMEGNA S, LABROSSE P, GALZIN R, 2006. Medium scale approach for improved assessment of coral reef fish habitat. *Jembe*, 333 (2), p. 219-230.

GABRIE C, 1998. L'état des récifs coralliens en France Outre-mer. IFRECOR. Novembre 1998. 136p.

CONAND C, CHABANET P, QUOD JP, BIGOT L, 1998. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens du S-O de l'Océan Indien. Manuel méthodologique. PRE-COI. 27p.

Figure 4 : Opérateur en cours de relevé des catégories benthiques selon le protocole Reef Check.





# Présentation des réseaux et stations de surveillance

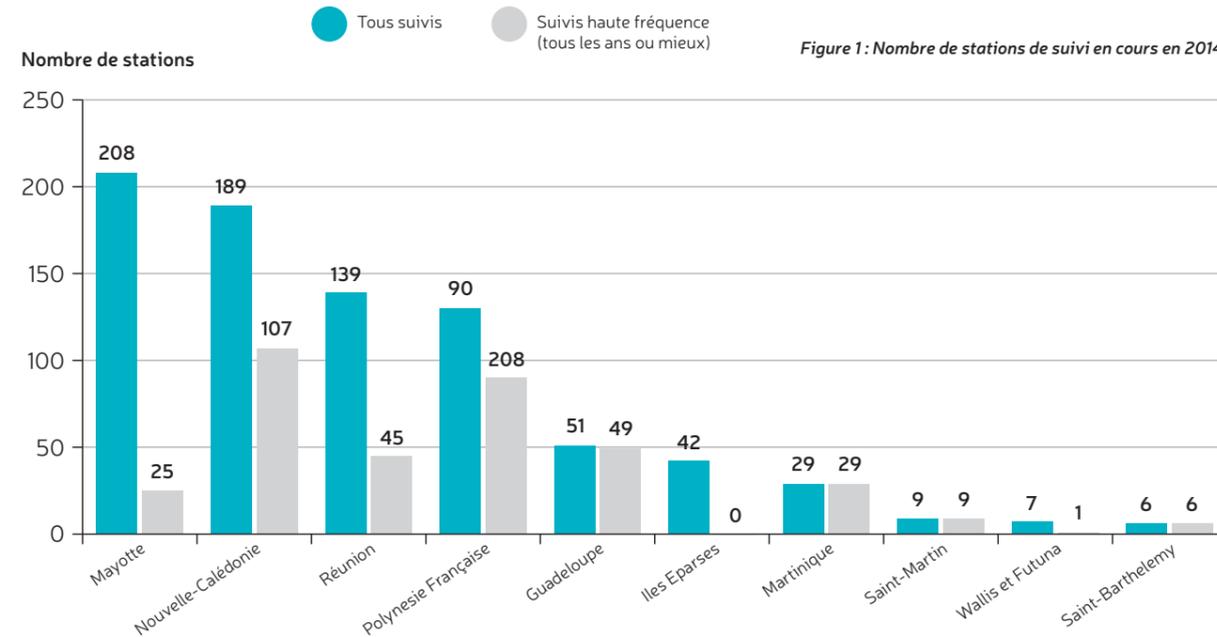
- Le réseau des stations ..... 24
- Les protocoles mis en œuvre ..... 27
- Que deviennent les données récoltées ? ..... 34
- Les indicateurs de l'état de santé ..... 36

# Le réseau des stations

## LE RESEAU DES STATIONS

Classiquement dans le monde, l'état de santé des récifs est appréhendé au travers de plusieurs programmes de suivi qui répondent à des besoins variés : évaluation de la résilience du milieu, mesure de l'efficacité d'une aire marine protégée, étude de l'impact d'un projet de développement sur le milieu marin, indication de la qualité des masses d'eau côtière, etc ...

En 2015, c'est un réseau de 981 stations de suivi de l'écosystème récifal qui existe dans l'Outre-mer français. La répartition de ces stations en 2014 au sein de chaque collectivité du réseau est présentée dans la Figure 1.



Dans l'analyse suivante sont considérées uniquement :

- les stations qui contribuent à un suivi temporel, c'est à dire qui ont fait l'objet de a minima deux campagnes de relevés. Les études thématiques ponctuelles (un seul relevé) tels les inventaires et états des lieux biologiques utilisant les méthodes LIT, PIT, etc., bien qu'ils contribuent également au renforcement de la connaissance sur les écosystèmes, ne sont pas considérés dans cet ouvrage en tant que programmes de suivi,
- les stations qui sont fixes, pas nécessairement matérialisées sur le terrain, mais qui possèdent des coordonnées géographiques propres et sur lesquelles l'échantillonnage peut être reproduit lors de chaque campagne de relevé,
- les stations de suivi des communautés biologiques des RCEA. Les stations pour lesquelles l'échantillonnage ne concerne que les compartiments « eau » et « sédiments » (ex : suivis de la DCE dans les DOM) n'ont pas été comptabilisées dans l'analyse car ces facteurs sont considérés comme des paramètres explicatifs plutôt que comme des indicateurs sensu stricto de l'état de santé du récif concerné.

## ANCIENNETÉ DES SUIVIS

Parmi ceux qui sont toujours actifs à ce jour, les suivis les plus anciens ont été mis en place au début des années 1990 dans le Pacifique (Nouvelle-Calédonie et Polynésie française) et à Mayotte. C'est cependant suite à l'événement de blanchissement corallien massif de 1998, et de la mortalité consécutive observée à l'échelle mondiale, que se sont mis en place de façon significative les suivis haute fréquence (relevés réalisés tous les ans ou mieux) sous la houlette de l'ICRI et de son bras armé, le GCRMN. Initialement, le GCRMN était ciblé uniquement sur les pentes externes, et s'est étendu au fil des années. Le réseau français de stations de suivi haute fréquence s'est depuis régulièrement développé, notamment grâce à la dynamique des initiatives de science participative Reef Check, pour atteindre aujourd'hui près de **350 stations** suivies annuellement (Figure 2).



## FRÉQUENCE DE L'ÉCHANTILLONNAGE

Sur l'ensemble des stations, la fréquence des relevés de données s'effectue sur une large gamme, depuis des campagnes semestrielles jusqu'à des relevés effectués tous les 14 ans. Néanmoins, la plupart des suivis sont pratiqués tous les ans (46 %), tandis qu'une large autre part (43 %) le sont selon un pas de temps qui n'est pas fixe (Figure 3), ce qui s'avère préjudiciable pour l'analyse statistique des données.

Figure 3 : Fréquence des relevés sur les stations de suivi.

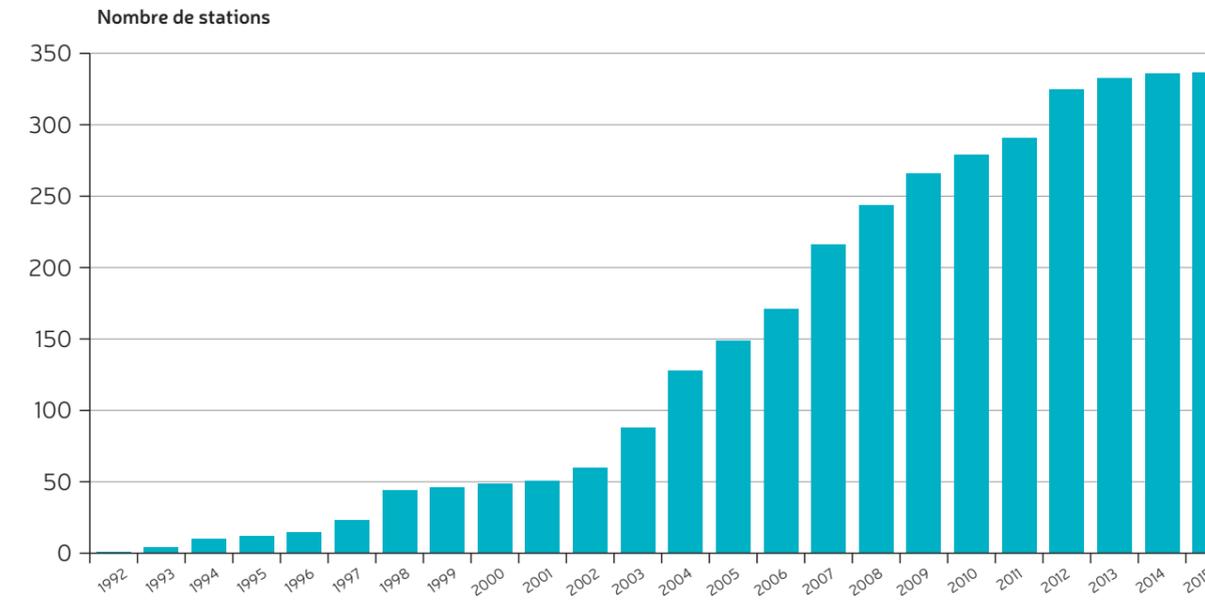
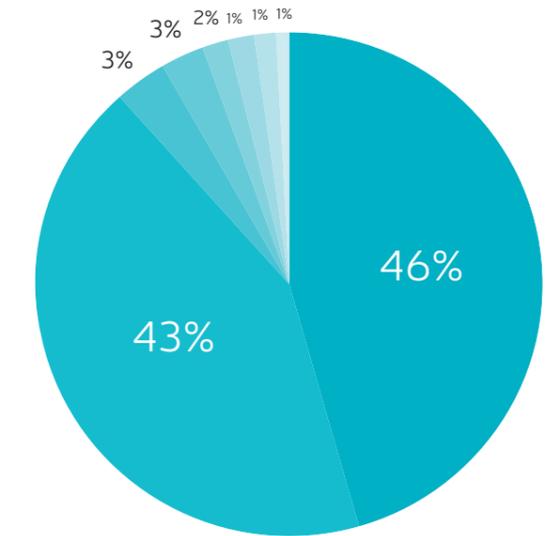
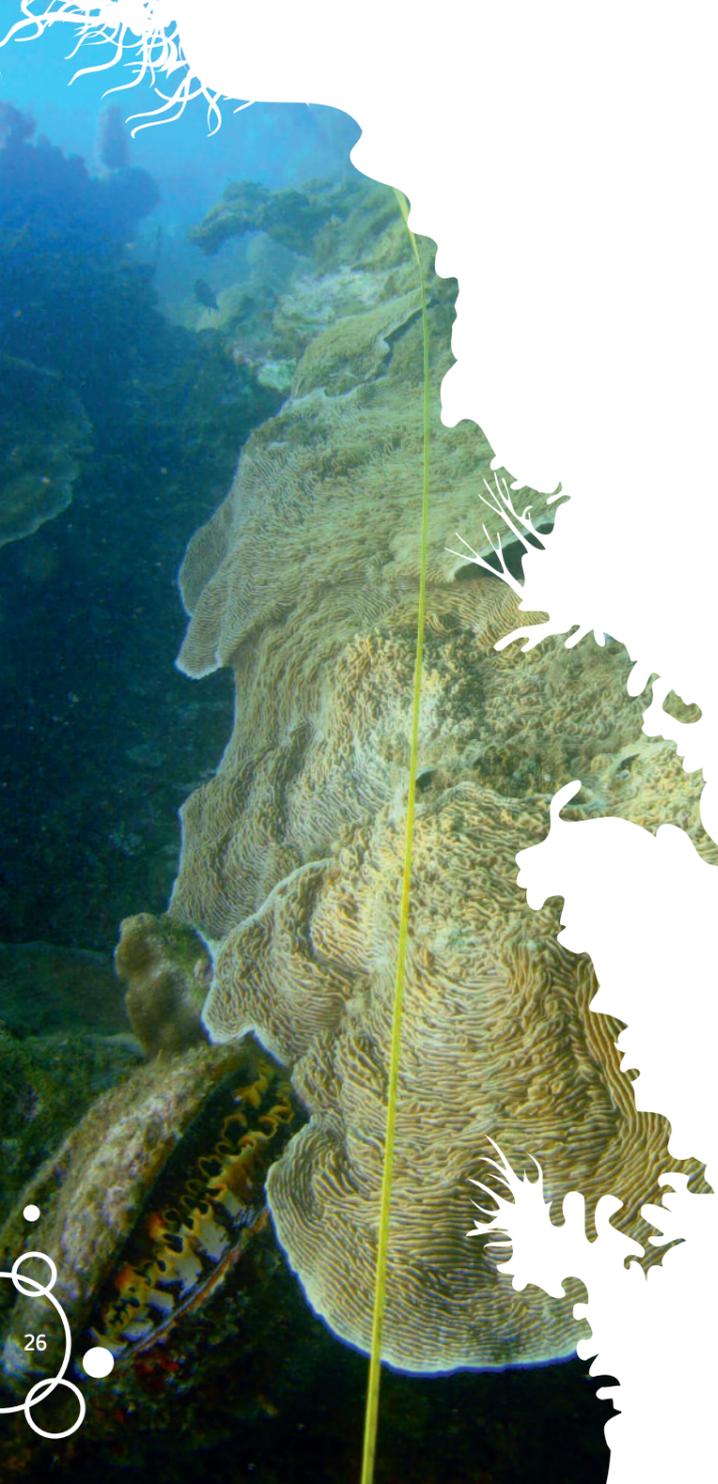


Figure 2 : Evolution temporelle du nombre de stations de suivis à haute fréquence (tous les ans ou mieux).

### Fréquence des relevés

- 46% Annuelle
- 43% variable
- 3% tous les 4 ans
- 3% Semestrielle
- 2% tous les 2 ans
- 1% tous les 10 ans
- 1% tous les 14 ans
- 1% tous les 3 ans



## PROFONDEUR

La profondeur des stations de suivi varie considérablement selon les programmes (Figure 4). L'effort de suivi se concentre dans son ensemble sur les parties supérieures des récifs coralliens avec plus de 90 % des stations positionnées à moins de 12 m de profondeur. Les contraintes liées à la plongée en scaphandre autonome sont en partie liées à cette distribution bathymétrique de l'effort de surveillance.

## HABITATS

Les stations sont positionnées sur une large gamme d'habitats coralliens afin d'appréhender l'état de santé des communautés dans leur globalité. La pente externe des récifs barrière et les sec-teurs de passes se révèlent les zones géomorphologiques qui concentrent l'essentiel (60 %) de l'effort de surveillance (Figure 5).

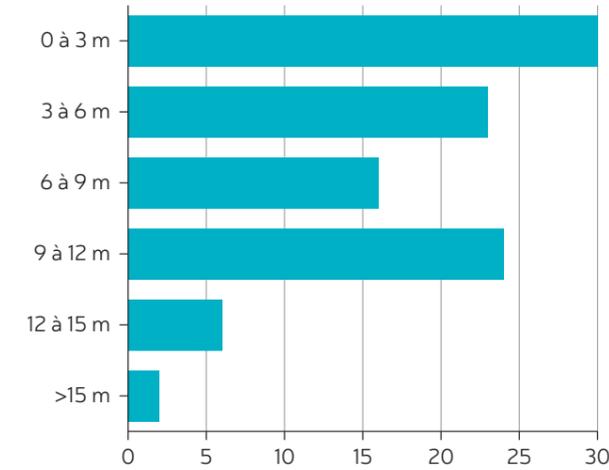


Figure 4 : Profondeur des stations de suivi.

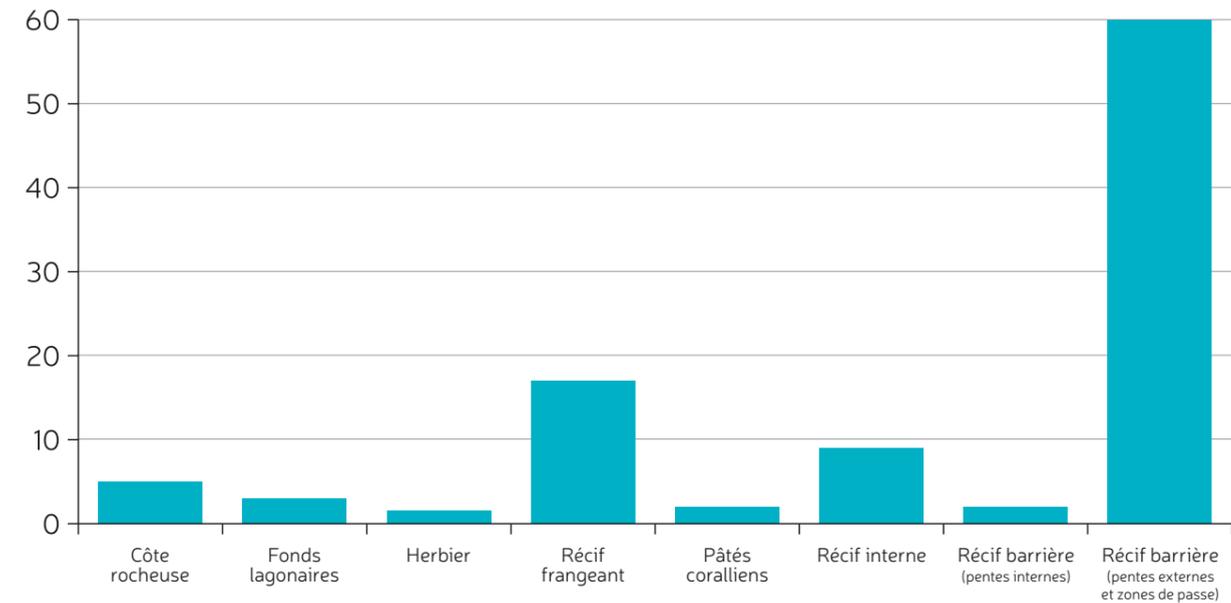


Figure 5 : Répartition des stations de suivi par habitat, de la côte vers le large

# Les protocoles mis en œuvre

Les protocoles mis en œuvre dans les différents programmes de suivis qui existent dans les DOM et COM de l'Outre-mer français sont relativement homogènes, tant en termes (i) de peuplements descripteurs ciblés, (ii) de niveaux d'expertise appliqués, (iii) de méthodes utilisées.

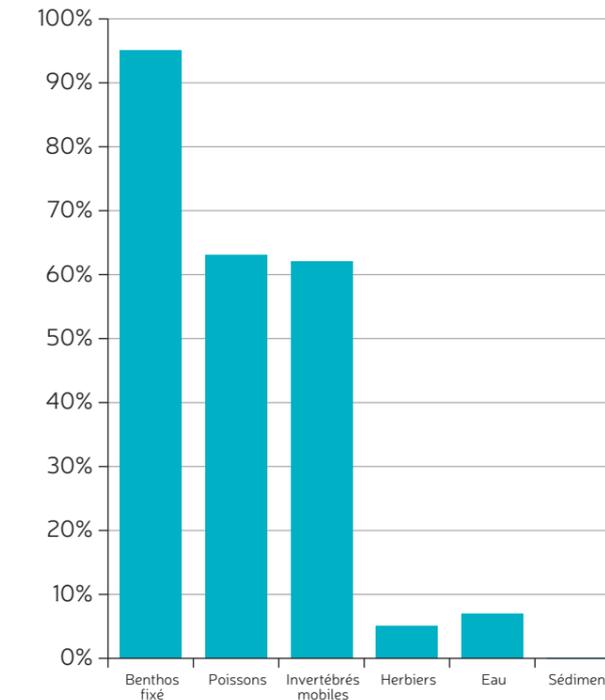


Figure 1 : Proportion de stations pour lesquelles un suivi a été réalisé pour chacune des catégories de cibles listées en abscisse.

## CIBLES

La priorité en matière de suivi dans le réseau de stations a très clairement été portée sur la couverture benthique (le rôle d'espèce « parapluie » du corail l'emportant), puisque expertisée sur plus de 95 % de toutes les stations concernées, et dans une moindre mesure sur les poissons et les invertébrés mobiles (62 %). L'attention portée aux autres cibles a été plus réduite, notamment les herbiers et plus récemment les algues.

Cela reflète probablement la plus grande popularité des suivis de la couverture benthique liée à leur relative facilité de mise en œuvre et à la diversité des méthodes disponibles. A l'inverse, le suivi des peuplements ichthyologiques qui est techniquement plus difficile (récolte et interprétation des données) se trouve par conséquent moins appliqué.

## NIVEAUX D'EXPERTISE

Le niveau d'expertise est lié au degré d'identification des organismes marins qui est nécessaire pour chacun des programmes de suivi. A titre d'exemples, les suivis de science participative (type « Reef Check ») font appel à un niveau basique, les suivis mis en œuvre à moyenne échelle (type Medium Scale Approach) ou dans le cadre d'études d'impact requièrent un niveau intermédiaire, tandis que les suivis utilisés pour l'évaluation des AMPs ou de la résilience des récifs nécessitent un niveau « expert ». La Figure 2 montre que le niveau d'expertise qui est appliqué dans les suivis est, comme pour la gamme des méthodes appliquées, très variable selon la cible suivie. On retrouve une grande variabilité des niveaux d'expertise pour les suivis du benthos fixé (répartition équitable des niveaux basique, intermédiaire et expert) et à l'inverse une prédominance du niveau « expert » pour les suivis des peuplements ichthyologiques.

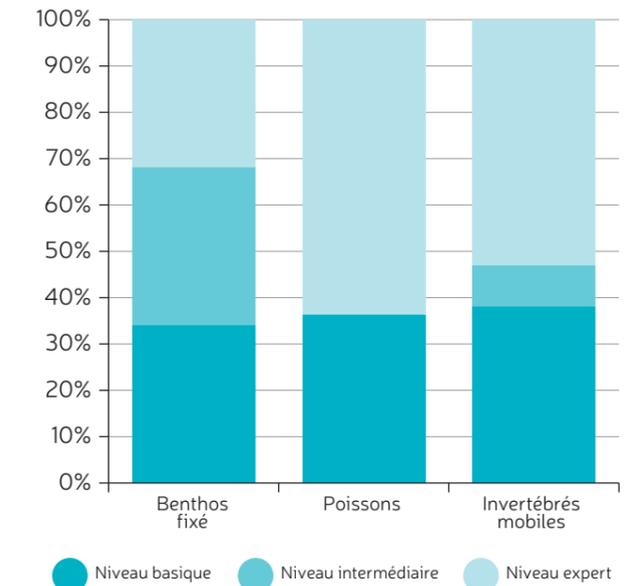


Figure 2 : Niveaux d'expertise appliqués pour le suivi des récifs coralliens par cible.

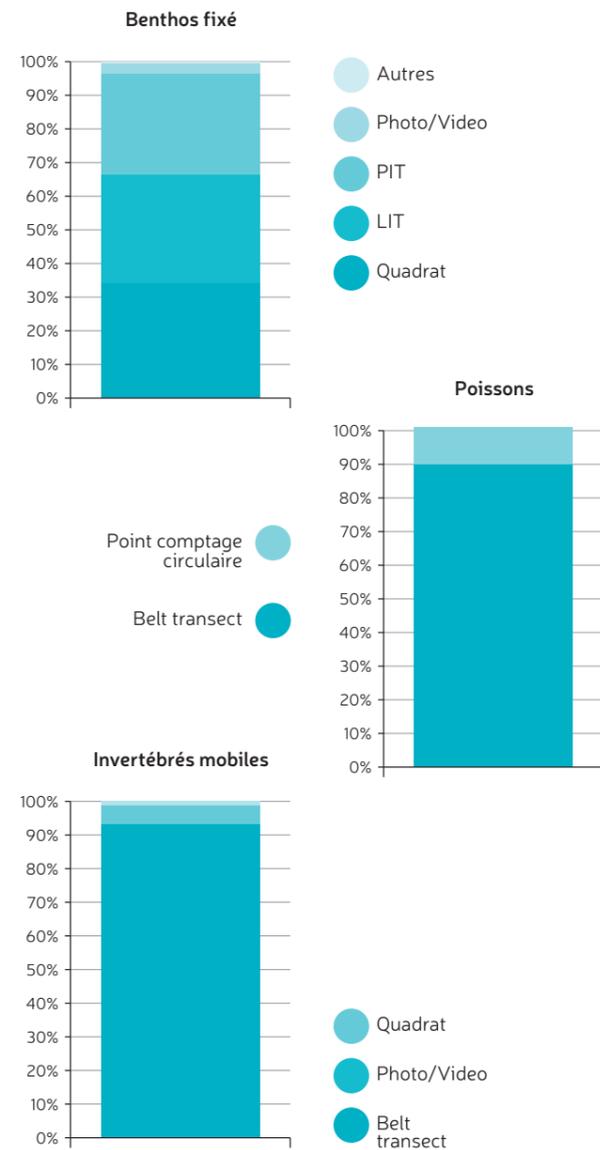


Figure 3. Méthodes utilisées pour le suivi des récifs coralliens par cible. LIT-Line Intercept Transect, PIT-Point Intercept Transect.

## MÉTHODES

La gamme des méthodes appliquées pour le suivi du benthos fixé est très étendue, avec trois méthodes prépondérantes que sont le LIT (Line Intercept Transect), le PIT (Point Intercept Transect) et les quadrats. Il existe une plus grande cohérence concernant les méthodes utilisées pour les suivis « Poissons » et « Invertébrés mobiles » avec la méthode du « Belt-transect » (ou transect en couloir) qui prédomine très largement (Figure 3).

Les principales méthodes utilisées sont présentées dans les fiches qui suivent. Elles ont été sélectionnées en fonction de leur fréquence d'utilisation dans les différentes COM de l'Outre-mer français. La section expose ainsi le noyau dur des méthodologies les plus classiquement utilisées pour caractériser les peuplements cibles et ainsi décrire l'état de santé des récifs, sachant que des variantes sont assez souvent pratiquées.

Cette variabilité entre les programmes de suivis s'illustre notamment, pour une méthode commune, par le taux de réplication appliqué à chaque station : une unité d'échantillonnage (un transect, un quadrat, un point fixe, etc.) est nécessairement déployée plusieurs fois sur une même station : on parle alors de réplication. Plus il y a de répliqués échantillonnés sur la station, plus la variabilité naturelle des peuplements sera lissée et les tendances dégagées seront fiables. Ainsi, dans la mise en place d'un programme de suivi, un compromis entre le niveau souhaité de détectabilité des changements et les ressources (financières, humaines) disponibles est généralement recherché.

## Fiche Méthode N°1

### Méthodes des transects en ligne : Line Intercept Transect (LIT) & Point Intercept Transect (PIT)

#### Cibles : Recouvrement benthique

Ces méthodes sont utilisées pour déterminer le pourcentage de recouvrement des communautés benthiques. Elles sont bien adaptées aux organismes fixés, mais pas aux organismes mobiles ou aux espèces rares.

#### Description de la méthode :

Les transects linéaires échantillonnent l'intersection d'objets sous une ligne de largeur nulle et de longueur fixe (généralement de 10, 20 ou 50 m de long). Le transect est un ruban gradué qui est classiquement positionné le long du fond, parallèlement au rivage et donc sur une même ligne bathymétrique pour la pente externe du récif. L'observateur effectue l'échantillonnage en se déplaçant le long du ruban gradué en cm. Les organismes interceptés par le transect (coraux, algues, alcyonaires, etc.), ainsi que le substrat non biologique (sable, roche, etc.) sont identifiés en début de transition et leur longueur mesurée par déduction de la transition suivante. Les méthodes du Line Intercept transect (LIT) et du Point Intercept Transect (PIT) sont très proches. Leur différence réside dans la résolution de l'échantillonnage : le LIT est continu (résolution efficace au minimum à 1 cm) tandis qu'avec le PIT le recouvrement sous les points individuels est renseigné selon le pas choisi, tous les 10 à 50 cm en général.

#### Avantages :

- Mise en œuvre simple,
- Equipement minimal requis,
- Très bonne estimation du % de recouvrement des catégories benthiques,
- Information sur la taille moyenne des colonies, qui est un indicateur utile de la stabilité, de la croissance des communautés.

#### Limites :

- Nécessite beaucoup de temps sous l'eau (LIT),
- Pas de données directes sur les distributions de fréquence des tailles de colonies,
- Pas adapté pour les évaluations de recouvrement d'espèces rares ou petites,
- Impossible de suivre le devenir d'une colonie spécifique et les effets sub-létaux.



## Fiche Méthode N°2

### Méthodes des transects en couloir : *Belt-transect*

#### Cibles : Poissons / Invertébrés mobiles / Menaces des coraux indicateurs de stress (maladies, blanchissement, etc.)

Ces méthodes sont essentiellement utilisées pour quantifier l'abondance et la composition des communautés d'organismes mobiles et ou discrets/rares. Elles sont particulièrement bien adaptées aux peuplements de poissons et de macro-invertébrés vagiles, et peuvent également être appliquées pour l'évaluation de l'état des coraux et des menaces (blanchissement corallien, maladies, espèces invasives, etc.).

#### Description de la méthode :

Les transects en couloir échantillonnent une aire bidimensionnelle, généralement en utilisant une largeur fixée de part et d'autre d'une ligne de transect. L'observateur effectue l'échantillonnage en se déplaçant de chaque côté du ruban gradué et comptabilise les organismes qui se trouvent dans la bande délimitée par la largeur x la longueur totale du transect. Dans les zones de grande diversité, le comptage des poissons peut être réparti en plusieurs passages ou entre plusieurs plongeurs. Les dimensions des transects en couloir peuvent être très différentes selon les objectifs du suivi, avec une longueur généralement comprise entre 20 et 50 m, et une largeur variant de 2 à 5 m. Certains suivis, par exemple pour le recensement des espèces rares peuvent faire appel à des transects à distance variable (la largeur n'est pas fixe et tous les individus sont comptabilisés avec estimation de la distance minimale entre l'individu observé et la ligne de transect), ou encore à des transects très longs (plusieurs centaines de mètres).

#### Avantages :

- Equipement minimal requis,
- Rapide, non destructif et peu coûteux,
- Informations recueillies également utiles pour la gestion et l'évaluation des stocks.

#### Limites :

- Les observateurs doivent être très bien formés pour minimiser les biais qui peuvent être très importants dans l'estimation du nombre et des tailles de poissons,
- Faible efficacité statistique dans la détection des changements chez les espèces rares,
- La variabilité naturelle des peuplements ichtyologiques implique de réaliser de nombreux réplicats lors de l'échantillonnage,
- Selon les espèces, certains poissons sont attirés/repoussés par les plongeurs en mouvement, ce qui constitue un biais qui peut être fort notamment pour les espèces d'intérêt commercial qui ont tendance à fuir.



## Fiche Méthode N°3

### Méthode des Quadrats

#### Cibles : Recouvrement benthique / Invertébrés mobiles / Recrues coralliennes / Algues et phanérogames

Ces méthodes sont utilisées pour déterminer le pourcentage de recouvrement des communautés benthiques. Elles sont bien adaptées aux organismes fixés, mais pas aux organismes mobiles ou aux espèces rares.

#### Description de la méthode :

Les transects linéaires échantillonnent l'intersection d'objets sous une ligne de largeur nulle et de longueur fixe (généralement de 10, 20 ou 50 m de long). Le transect est un ruban gradué qui est classiquement positionné le long du fond, parallèlement au rivage et donc sur une même ligne bathymétrique pour la pente externe du récif. L'observateur effectue l'échantillonnage en se déplaçant le long du ruban gradué en cm. Les organismes interceptés par le transect (coraux, algues, alcyonnaires, etc.), ainsi que le substrat non biologique (sable, roche, etc.) sont identifiés en début de transition et leur longueur mesurée par déduction de la transition suivante. Les méthodes du Line Intercept transect (LIT) et du Point Intercept Transect (PIT) sont très proches. Leur différence réside dans la résolution de l'échantillonnage : le LIT est continu (résolution efficace au minimum à 1 cm) tandis qu'avec le PIT le recouvrement sous les points individuels est renseigné selon le pas choisi, tous les 10 à 50 cm en général.

#### Avantages :

- Mise en œuvre simple,
- Equipement minimal requis,
- Très bonne estimation du % de recouvrement des catégories benthiques,
- Information sur la taille moyenne des colonies, qui est un indicateur utile de la stabilité, de la croissance des communautés.

#### Limites :

- Nécessite beaucoup de temps sous l'eau (LIT),
- Pas de données directes sur les distributions de fréquence des tailles de colonies,
- Pas adapté pour les évaluations de recouvrement d'espèces rares ou petites,
- Impossible de suivre le devenir d'une colonie spécifique et les effets sub-létaux.



## Fiche Méthode N°4

### Méthode des Points de comptages circulaires

#### Cibles : Poissons

Les points de comptages circulaires ou « points fixes » sont l'équivalent des quadrats pour les peuplements ichtyologiques. Ils résolvent certains des problèmes rencontrés avec l'utilisation des transects en couloir, notamment lorsque les conditions sont inappropriées à la pose de transects ou encore lorsque l'accent est mis sur les espèces d'intérêt commercial qui peuvent être effarouchées par un plongeur en mouvement. Cette méthode est également plus utilisée lors de comptages en habitat fragmenté (patates d'arrière-récif, récifs artificiels, etc.)

#### Description de la méthode :

Au sein d'un habitat homogène, plusieurs points sont effectués au cours de la même plongée, chaque point étant choisi au hasard au cours de la progression du plongeur. À chaque point de comptage, l'observateur identifie et dénombre les espèces de poissons pénétrant à l'intérieur d'un cercle fictif autour de lui. Le rayon du cercle d'observation (quelques m) et les temps de comptage (quelques mn) peuvent être variables et sont adaptés aux objectifs du suivi, aux espèces concernées et aux conditions de visibilité. L'observateur échantillonne les poissons qui entrent dans un cercle imaginaire d'un rayon variable autour de l'observateur qui reste sur un même point d'observation à proximité immédiate du fond.

#### Avantages :

- Aucun matériel n'étant déployé sur le fond, les comptages circulaires peuvent être mis en œuvre dans les conditions de mer difficiles (houle, courant),
- Il n'y a pas de perte de temps liée à l'installation d'un transect, ce qui optimise le rapport surface échantillonnée/temps investi,
- Bien adapté pour les espèces effarouchées par un plongeur en mouvement, comme les poissons d'intérêt commercial,
- Bien adapté pour les comptages en habitat dispersé,
- L'ensemble de la surface échantillonnée est visible à n'importe quel moment, ce qui minimise le risque de double comptage d'individus et réduit ainsi la variabilité des observations.

#### Limites :

- En couvrant moins de distance le long d'un habitat, les points de comptages circulaires peuvent être plus vulnérables aux biais de l'emplacement,
- L'estimation de la surface à échantillonner peut être source d'erreur dans le cas de cercles de rayon assez grand.



## Fiche Méthode N°5

### Méthodes d'imagerie et vidéos

#### Cibles : Recouvrement benthique / Invertébrés mobiles / Poissons

Les quadrats sont utilisés en complément des transects en ligne ou en couloir, notamment lorsque les fortes densités d'organismes suivis (oursins, algues, phanérogames) ou leur petite taille (recrues coralliennes) exigent de petites unités d'échantillonnage. Les quadrats peuvent également être mis en place lorsque les aspects liés aux conditions de mer rendent difficile la pose de transects.

#### Description de la méthode :

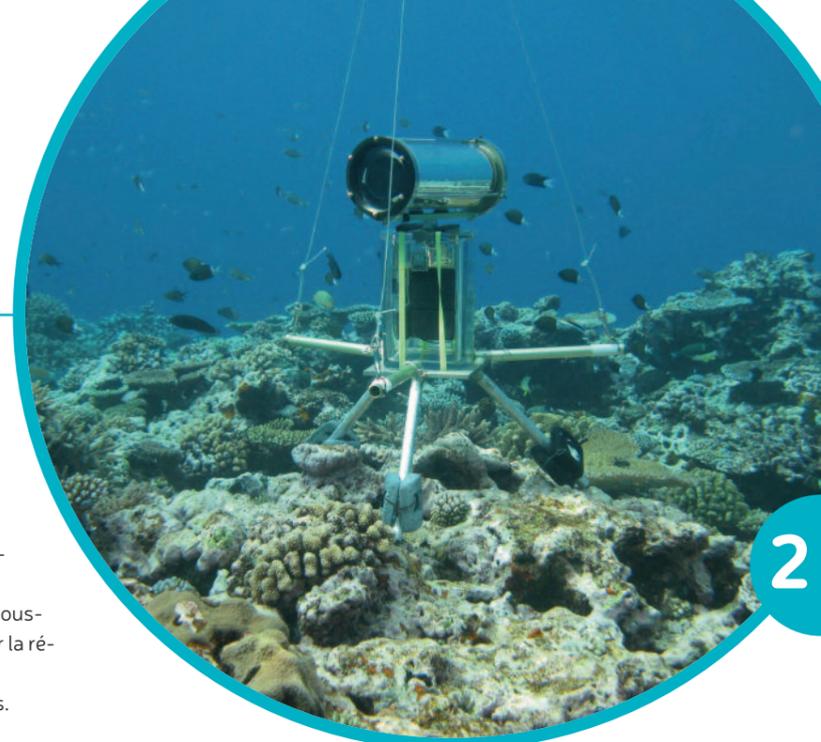
La démocratisation récente de la photographie numérique et l'amélioration des résolutions offertes ont conduit ces dernières années à une utilisation de plus en plus fréquente des méthodes d'imagerie dans les programmes de suivis. Au delà de l'analyse des peuplements sur les images réalisée au moment du suivi, les images capturées constituent une banque d'images pouvant être à nouveau consultée pour vérification en cas de doutes ou pour effectuer plus tard de nouvelles analyses non prévues au moment de la collecte. Elles permettent également l'illustration des données communiquées par les programmes de suivi et la mise en place de suivis paysagers.

#### Avantages :

- Mise en œuvre très rapide qui permet aux observateurs de pouvoir récolter d'autres données, élargissant l'éventail des données pouvant être collectées,
- Très forte capacité de réplication en lien avec l'enregistrement très rapide des données in situ,
- Ne nécessite pas de grandes compétences de l'équipe sous-marine en matière d'identification, ce qui permet de confier la récolte des données à une équipe peu qualifiée,
- Ré-exploitation ultérieure possible des images capturées.

#### Limites :

- Temps nécessaire pour l'analyse des images qui peut être extrêmement élevé,
- Haut niveau de formation pour l'analyse des images,
- Identification sur l'analyse des images qui est plus délicate que l'identification in situ (permet d'observer l'organisme sous plusieurs angles et, pour les poissons, de s'appuyer sur le comportement pour aider à l'identification),
- Quelques particularités de petite taille ou partiellement masquées (par exemple les petits coraux parmi les algues charnues/en tapis) peuvent échapper à l'observation sur une image.



# Que deviennent les données collectées sur le terrain ?

Les différents programmes de suivi écologique des écosystèmes coralliens de l'Outre-mer français concernaient essentiellement, jusqu'il y a peu de temps, les récifs coralliens sensu stricto. Ils obéissaient auparavant et pour la plupart, à des processus de gestion des données collectées non harmonisés et non interoperables, aux échelles nationale et internationale. Leur valorisation s'effectuait donc essentiellement via la production de rapports d'expertise et de synthèse dans le cadre des précédents plans d'action de l'IFRECOR, ou encore des rapports mondiaux ou régionaux du GCRMN (Obura et al. 2008 ; Wilkinson 2008).

La question de l'utilisation des données sur les récifs coralliens sensu stricto et de leur capitalisation au sein d'outils informatiques s'est posée dès les années 2000 avec la nécessité croissante de pouvoir établir des bilans nationaux et régionaux notamment dans le cadre des réunions de l'ICRI. Cette tâche s'est révélée ardue du fait de la grande variété des protocoles opératoires mis en œuvre par les scientifiques et les non-scientifiques. Les suivis des herbiers et des mangroves étant plus récents, l'élaboration d'outils de bancarisation dédiés à ces thématiques émerge seulement depuis peu de temps.

La France a été un moteur international dès les années 2000 d'une démarche de structuration d'un outil commun au travers de CoReMo (pour Coral Reef Monitoring, qui est un système d'entrée et de stockage de données). CoReMo a été particulièrement utilisé dans l'océan Indien, en Guadeloupe et en Nouvelle-Calédonie. Son développement a été arrêté en 2012, l'outil BD Récifs étant destiné à le remplacer en assurant une capitalisation sécurisée au sein d'un outil public.

La phase de déploiement de l'outil BD Récifs, pilotée par l'IFREMER et le MNHN, est actuellement en cours dans l'océan Indien et sera ensuite appliquée dans les autres territoires de l'Outre-mer. Les principaux objectifs de cette base de données sont :

- La sécurisation des données et leur bancarisation au niveau national, y compris les jeux de données actuellement stockés dans CoReMo 3,



Figure 1 : Géoportail « RESOBS » des stations de l'Outre-mer français.

- L'interopérabilité avec les outils et les portails nationaux existants et en cours de développement (Quadriga, DCE, INPN, etc),
- Une évolution possible pour étendre la bancarisation à d'autres thématiques comme les herbiers ou les mangroves.

A terme, l'outil BD Récifs permettra de sécuriser et de partager des données standardisées et les informations produites en matière de préservation des écosystèmes récifaux.

D'autres plateformes existent pour bancariser les données. Dans le cadre de la démarche mondiale de Reef Check par exemple, les données sont collectées par les bénévoles et/ou les scientifiques puis saisies dans une fiche standardisée au niveau international. Ces fiches sont contrôlées par les coordinateurs locaux avant d'être envoyées à Reef Check International. Reef Check dispose désormais d'un géoportail intitulé « Global ReefTracker », qui re-

groupe fin 2015 les données brutes et les tendances de plus de 9 000 stations dans le monde (<http://data.reefcheck.us/>).

Ainsi actuellement, une fois les données collectées sur le terrain, elles sont saisies (i) dans des outils classiques comme des fichiers excel, (ii) au sein de CoReMo 3.6 ou (iii) au sein de la BD Récifs.

Le site de l'IFRECOR permet également d'accéder à un géoportail « RESOBS », qui permet (i) de localiser les stations de suivi, (ii) d'avoir accès aux principales informations sur les stations, les acteurs concernés et (iii) d'avoir accès aux données et donc à l'évolution temporelle d'une station lorsque les informations sont disponibles. Une « fiche station » permet d'obtenir rapidement une vision synthétique pour chacune d'entre elles.

Les programmes de suivi de l'état de santé sont donc aujourd'hui partagés pour l'essentiel via les différents géoportails qui se mettent progressivement en place et qui deviennent interoperables.

Les données collectées sur le terrain sont ainsi mieux partagées et peuvent alimenter les réflexions locales, nationales et internationale relatives à la conservation des récifs, à la gestion intégrée des zones côtières ou au suivi des perturbations.

## Références bibliographiques

OBURA D, TAMELANDER J, LINDEN O (Eds), 2008. Ten years after bleaching – facing the consequences of climate change in the Indian Ocean. Status Report 2008. CORDIO (Coral Reef Degradation in the Indian Ocean)/Sida-SAREC. Mombasa. 493p.

WILKINSON C, 2008. Status of coral reefs of the world : 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 296p.

## DEVENIR DES DONNÉES SUR LES MANGROVES.

Le réseau d'observation des mangroves a vocation à structurer un maillage cohérent et pertinent de dispositifs de collecte de données à l'échelle de l'Outre-mer, sur la base de référentiels et de protocoles scientifiquement et techniquement validés, alimentant des jeux d'indicateurs qui répondent à des questions posées, du niveau local au niveau international.

Le premier dispositif mis en place par le réseau d'observation concerne l'acquisition de données dédiées à la validation du protocole national de cartographie des mangroves par télédétection. Ces données de travail n'ont pas vocation à alimenter une base de données de référence, mais constituent une étape préalable à la mise en œuvre de la collecte de données sensu stricto sur la superficie et l'état de santé des mangroves.

L'inventaire des études et des suivis réalisé actuellement dans le cadre de la mission documentaire du Pôle-relais du Conservatoire du Littoral alimente la réflexion menée avec le Groupe Expert Mangroves sur le choix des premières stations de suivis et des protocoles associés. L'objectif est d'identifier d'éventuels dénominateurs communs entre les dispositifs de suivi existants et d'étendre ces méthodes à l'ensemble des sites du réseau d'observation, afin de disposer de données harmonisées.

A terme, les données issues de l'ensemble des suivis alimenteront le SINP et renseigneront des indicateurs nationaux, tels que ceux de l'Observatoire National de la Biodiversité ou de l'Observatoire National des Zones Humides. L'ensemble des dispositifs seront enregistrés dans l'Inventaire National des Dispositifs de Collecte de Données sur la Nature et les Paysages (IDCNP).



# Indicateurs

Les récifs coralliens sont un écosystème complexe, d'une forte biodiversité, dont les composantes interagissent autour des espèces parapluies que sont les coraux bioconstructeurs (les coraux durs). Afin d'orienter les décisions de protection et de gestion, aux échelles locales et nationale, l'IFRECOR souhaite disposer d'un panel d'outils permettant d'évaluer l'état de santé des récifs coralliens des collectivités et de diagnostiquer d'éventuels déséquilibres.

La démarche de construction des indicateurs et du tableau de Bord (TDB) de l'état de santé des récifs coralliens pour l'IFRECOR est en cours.

## POURQUOI DES INDICATEURS ET UN TABLEAU DE BORD ?

Un récif en bonne santé est généralement caractérisé par un recouvrement en corail vivant élevé, une bonne diversité en espèces, une chaîne alimentaire équilibrée, avec présence de grands prédateurs... Décrire de façon synthétique l'état de santé d'un écosystème si complexe et son évolution, nécessite de faire appel à divers indicateurs qui, agrégés en un tableau de bord (TDB), vont rendre compte de l'état et de l'évolution des divers composants de l'écosystème, selon les questions que l'on se pose et les objectifs fixés.

Le TDB offre une vue d'ensemble de l'état d'un milieu ; il permet de fournir rapidement l'information à différents publics (gestionnaires d'espaces naturels, ministères, usagers, etc.) à différentes échelles (locale, régionale, nationale et internationale ; RNF et AAMP 2015).

### Organisation des indicateurs en tableaux de bord

| But  | Objectif                                  | Indicateur  | Interprétation  |
|--|---|---|---|
| Exploitation durable des ressources  | Restaurer et maintenir les espèces-cibles | Abondance de l'espèce-cible                                     |  Ressource surexploitée et déclinant hors de l'AMP |
|  |   | Nb d'unités de pêche par zone                                   |  Intensité de pêche élevée et stable               |
|  |   | % des pêcheurs avec une perception positive des effets de l'AMP |  AMP bien acceptée par les pêcheurs                |
| <p>Commentaire : Surexploitation significative et ressource déclinant autour de l'AMP avec une densité de pêcheurs élevée. Réguler les activités de pêche concernées est nécessaire. L'AMP étant bien acceptée, cette régulation peut être envisagée avec la participation des pêcheurs.</p> |   |   |   |

Figure 1 : Exemple de tableau de bord issu du projet PAMPA dans l'objectif d'exploitation durable des ressources

« Un indicateur est une quantité mesurable directement ou calculable indirectement à partir de données de terrain qui permet d'établir un diagnostic. Il est défini pour répondre à une question spécifique. Le rôle de l'indicateur est de simplifier un message plus complexe. Le lien entre l'indicateur et ce message doit être suffisamment simple à comprendre et une seule interprétation doit être possible. » La définition provient de RNF et AAMP(2015) en lien avec le travail de Pelletier et Beliaeff (2008).

« Les données seules ne déterminent pas un indicateur, mais une métrique. Celle-ci devient un indicateur lorsque l'on sait comment l'utiliser pour faire un diagnostic, seule ou associée à d'autres (par calcul ou agrégation). La mise au point d'une grille de lecture de l'indicateur permettra d'interpréter ses valeurs en fonction de points de comparaison (seuils, points de référence, variations spatio-temporelles) et de construire une échelle de réponse pour orienter les actions de gestion. Afin qu'il puisse être utilisé pour réaliser des diagnostics, cet indicateur doit posséder certaines qualités statistiques. Il doit notamment être précis, non biaisé et robuste à la variabilité des données. Un indicateur est pertinent s'il existe un lien fort, direct ou indirect, entre l'état du processus observé et la réponse de l'indicateur préconisé. ». La définition provient de l'AAMP(2013), en se basant sur les définitions du projet PAMPA (Pelletier et al. 2011).

## LES DÉMARCHES "INDICATEURS"

Une analyse bibliographique des études faisant références dans le domaine du suivi des récifs coralliens, au niveau international et national, a permis de mettre en évidence les métriques les plus couramment utilisées pour l'étude de l'état de santé des récifs coralliens (Bissery et al. 2015)

Depuis longtemps les scientifiques et les gestionnaires travaillent à la mise en place d'une démarche « indicateurs » opérationnelle. A ce jour ce travail n'est pas abouti. Beaucoup d'études restent théoriques et descriptives, sans éléments quantitatifs, sans grilles de lecture. Les recommandations sont générales et peu d'exemples concrets de mise en pratique durable de ces démarches dans l'espace et dans le temps existent pour le suivi des récifs coralliens.

Au niveau national, la DCE a réalisé un travail très intéressant ; les objectifs de suivi sont certes légèrement différents de ceux du suivi de l'état de santé des récifs, mais de nombreux indicateurs peuvent être communs et d'autres peuvent compléter la démarche (GT DCE Réunion "Benthos Substrats Durs" 2014).

Le projet PAMPA a été l'occasion de tester un très grand nombre de métriques, à différentes échelles et sur différents sites d'Outre-mer (Pelletier et al. 2011).

Avec la DCE, c'est le projet le plus proche de la démarche à mettre en place pour l'IFRECOR.

La démarche « indicateurs » est difficile à mettre en œuvre en raison de la complexité du milieu mais aussi de la disparité des données. Presque chaque territoire dispose de 2 à 6 types de suivis pérennes des récifs coralliens. Les difficultés rencontrées dans l'analyse des données sont de trois types :

- **Géographiques** : plusieurs échelles d'étude, différentes formations coralliennes, différentes îles dans un même suivi..
- **Temporelles** : toutes les stations ne sont pas suivies avec la même fréquence
- **Méthodologique** : précisions variables, objectifs variés.

Figure 4 : Les maladies des coraux font partie des indicateurs potentiels d'un tableau de bord de l'état de santé des récifs français.

| Paramètre   | Métrique   | Intitulé de l'Indice normalisé |
|---|--|--------------------------------|
| Recouvrement Corail Vivant (Corail dur)                     | Vitalité (%) sur substrat dur (colonisable)<br>Noté : Vitalité corallienne           | VITALITE                       |
| Recouvrement Coraux ACropores (CAC)                         | Part d'Acropores sur le corail vivant (%)<br>Noté : %CAC                             | ACROPORES                      |
| Recouvrement des ACropores Branchus et Tabulaires (ACT+ACB) | Part d'ACT+ACB au sein des Acropores (%)<br>Noté : %ACB+ACT                          | ACB+ACT                        |
| Recouvrement Algues dressées                                | Part des Algues dressées sur le substrat disponible (%)<br>Noté : % Algue dressées   | ALGUES DRESSEES                |
| Recouvrement Algues Calcaires                               | Part des Algues calcaires sur le substrat disponible (%)<br>Noté : % Algue calcaires | ALGUES CALCAIRES               |
| Recouvrement Corail mou (Alcyonaire)                        | Vitalité de Corail Mou (%) sur le substrat disponible (%)<br>Noté : % Corail Mou     | CORAIL MOU                     |

Figure 2 : Synthèse des paramètres et métriques recommandés par le GT DCE Réunion pour élaborer l'indicateur Pentes Externes. Tableau issu du rapport GT DCE Réunion "Benthos Substrats Durs" 2014. CAC = Coraux Acropores, ACT = Acropores tabulaires, ACB = Acropores branchus.

De plus tous les jeux de données ne sont pas bancarisés et/ou non accessibles pour la mise en place d'une méthodologie commune.

Le tableau 1 synthétise l'ensemble des paramètres étudiés par territoire, pour la présentation de l'état des récifs coralliens dans cet ouvrage. Les propositions sont très vastes et peu de métriques sont communes à toutes les collectivités, ce qui rend très délicat l'utilisation d'indicateurs communs.



## INDICATEUR IFRECOR-ONB

Un premier indicateur IFRECOR a été mis en place en 2014 dans le cadre de l'Observatoire National de la Biodiversité (ONB). Il s'agit du **pourcentage des stations de suivis des récifs coralliens dans les Outre-mer français, dont le recouvrement en corail dur vivant est stable ou en augmentation.**

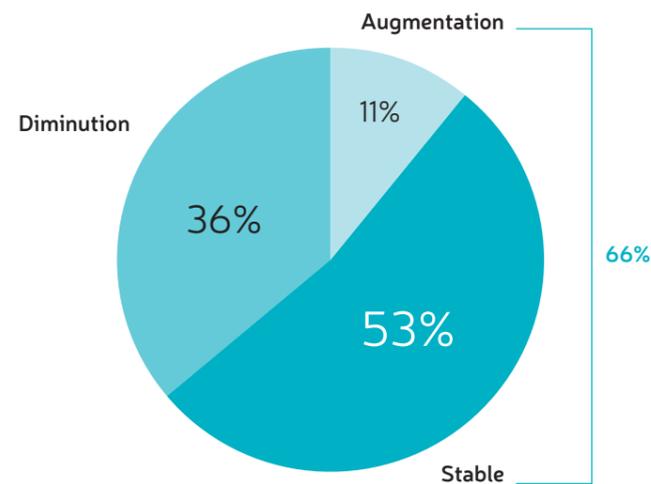
Tous les suivis des récifs recensent à minima le pourcentage de recouvrement corallien vivant. C'est le paramètre de base pour évaluer l'état de santé des récifs. Mais, compte tenu de la variabilité très importante des valeurs de recouvrement corallien vivant selon les collectivités, le groupe de travail a choisi de sélectionner un indicateur plus générique (Bissery et al. 2014).

L'indicateur de l'IFRECOR pour l'ONB est un indicateur synthétique qui est cohérent avec l'échelle du rapportage nationale. Il peut être facilement calculé à partir de nombreux jeux de données puisqu'il se base sur une métrique bien connue et suivie par tous les protocoles déployés dans les Outre-mer.

Cependant, l'indicateur ne donne qu'une image très partielle de l'état de santé des récifs: il n'y a pas d'information sur les communautés benthiques présentes, ni sur les poissons ou les invertébrés mobiles. L'échelle de calcul pour l'Outre-mer (échelle nationale) s'avère donc simplificatrice pour plusieurs raisons :

- Les évolutions du recouvrement corallien peuvent être très différentes entre les collectivités et l'indicateur, qui est une valeur très globale, ne reflète pas forcément l'évolution locale du recouvrement.
- Le nombre de stations disponibles par collectivité n'est pas représentatif des surfaces des récifs coralliens concernées, très variables entre les différentes collectivités.
- De plus, à l'échelle de chaque collectivité, les stations suivies ne reflètent pas forcément la diversité et l'état des types de récifs.

**Pourcentage des stations de suivis des récifs coralliens dans les Outre-mer français dont le recouvrement en corail vivant est stable, en augmentation ou en diminution**



Source : IFRECOR, via les points focaux des DOM/COM du réseau d'observation des récifs coralliens

Figure 3 : Représentation de l'indicateur IFRECOR ONB (2015). Pourcentage des stations de suivis des récifs coralliens dans les Outre-mer français dont le recouvrement corallien est stable, en augmentation ou en diminution.

## VERS UN TABLEAU DE BORD DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS CORALLIENS DE L'OM FRANÇAIS

L'indicateur IFRECOR pour l'ONB et l'étude du recouvrement corallien ne s'avèrent donc pas suffisants pour décrire l'état de santé des récifs coralliens.

Un travail va prochainement être engagé pour développer un tableau de bord (TDB) répondant aux questions et aux objectifs de gestion posés aux différentes échelles (locale, nationale, international-régional). Une fois clairement posées les questions auxquelles les indicateurs doivent répondre, un ensemble de métriques calculables à partir des données de suivi des récifs coralliens disponibles dans les Outre-mer français sera défini. Le TDB permettra d'agencer ces indicateurs par thèmes et par objectifs de gestion. Cinq thèmes ont été pour constituer ce TDB : le corail vivant, les poissons, le benthos non corallien, les invertébrés mobiles et les maladies coralliennes.

Pour chaque thème, certains indicateurs devront répondre à un objectif commun et décrire cet objectif de façon commune en vue

d'un rapportage national ; d'autres, plus précis et spécifiques aux collectivités, permettront également de répondre à un objectif commun à l'ensemble des collectivités, mais les modalités de réponse seront différentes selon la collectivité. En effet, chaque collectivité dispose de spécificités biogéographiques, biologiques et historiques: les suivis y sont différents, plus ou moins détaillés et ciblent certaines espèces ou particularités locales.

- **Objectif** : la question précise à laquelle l'indicateur doit répondre,
- **Données nécessaires** : caractéristiques et précision du suivi,
- **Echelle temporelle** : le nombre d'années de suivi nécessaires et la fréquence du suivi (ex : une série de 10 ans avec au moins un suivi tous les 3 ans),
- **Echelle spatiale** : la précision spatiale à laquelle se calcule l'indicateur (station, moyenne de stations, etc),
- **Interprétation** : la définition d'une grille de lecture "COM-spécifique" pour chaque indicateur. Cette grille de lecture devra prendre en compte une étude de l'évolution temporelle de la métrique et une définition de seuil « COM-spécifique ».

### Références bibliographiques

- AAMP, 2013. Note méthodologique pour la mise en œuvre des tableaux de bord dans les aires marines protégées françaises.
- BISSERY C, GABRIE C, THOMASSIN A, 2014. Construction d'un indicateur « Etat des récifs coralliens » pour l'ONB. Rapport IFRECOR. 93p.
- BISSERY C, QUOD J.P., WICKEL J., 2015. Indicateurs et tableau de bord IFRECOR. Etat de santé des récifs coralliens. Rapport IFRECOR TIT RESOBS, 137p.
- FERRARIS J, BOUVET G, 2002. Atelier PNEC – Chantier Nouvelle-Calédonie. Indicateurs et ressources vivantes en milieu corallien. IRD Nouméa, 22-26 juillet 2002.
- GT DCE Réunion "Benthos Substrats Durs", 2014. Fascicule technique pour la mise en œuvre du réseau de contrôle de surveillance DCE "Benthos de substrats durs" à La Réunion. RST-DOI/2014-03. 64p.
- PELLETIER D, GAMP E, REECHT Y, BISSERY C, 2011. Indicateurs de la Performance d'Aires Marines Protégées pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages. Rapport scientifique final du projet PAMPA. PAMPA/WP1/Coord/5. 58p.
- PELLETIER D, BELIAEFF B, 2008. Démarche indicateurs du projet PAMPA. Document interne - 26 mai 2008. 7p.
- RNF, AAMP, 2015. Le tableau de bord : un outil pour l'évaluation de la gestion.

| Éléments présentés par collectivités dans l'ouvrage       |   | Clipperton | Guadeloupe | Iles Eparses | Iles du Nord   | La Réunion | Martinique                    | Mayotte               | Nouvelle-Calédonie          | Polynésie française | Wallis et Futuna |
|---|---|------------|------------|--------------|----------------|------------|-------------------------------|-----------------------|-----------------------------|---------------------|------------------|
| Benthos   | Description de la diversité des espèces   | •          | •          | •            |                | •          | •                             |                       |                             |                     | •                |
|   | Description des stations  | •          | •          | •            | •              | •          | •                             | •                     | •                           | •                   |                  |
|   | Description de l'évolution des communautés coralliennes   |            |            |              |                | •          | •                             | •                     | •                           |                     |                  |
|   | Pourcentage de recouvrement en corail vivant par station ou unité récifale  |            |            |              |                | •          |                               | •                     | • Stat                      | •                   | •                |
|   | Pourcentage de recouvrement par genre corallien et par station  | •          |            |              |                |            |                               |                       |                             |                     |                  |
|   | Pourcentage de recouvrement des principaux groupes d'organismes (catégories benthiques) par station (catégories benthiques) par station |            | •          | •            | CV, AL, AB, OT | CV, AL     | CV, MA, TA (modélisation GAM) |                       |                             |                     |                  |
|   | Surfaces de coraux nécrosés par station / maladie   |            | •          |              | •              | •          |                               |                       |                             |                     |                  |
|   | Recrutement corallien par station   |            | •          |              |                |            |                               |                       |                             |                     |                  |
|   | Perturbations naturelles  |            | •          |              | •              |            |                               | •                     |                             | •                   |                  |
| Occurrence des espèces de coraux majoritaires par station |   |            |            |              |                |            | •                             |                       |                             |                     |                  |
| Poissons  | Description de la diversité des espèces   | •          |            | •            |                |            | •                             | •                     |                             |                     | •                |
|   | Description des stations  | •          | •          | •            | •              | •          | •                             |                       | •                           |                     |                  |
|   | Richesse spécifique par station   |            | •          |              | •              |            |                               | •                     |                             | •                   | •                |
|   | Biomasse et abondance globale (ou moyenne) par station ou par unité récifale  |            | •          | •            | •              | •          | • (hors Pomacentridae)        |                       | •                           |                     | •                |
|   | Abondance par groupe trophique et par station   |            |            |              |                | Stegastes  | Familles                      | Familles commerciales | Total espèces cibles + stat |                     |                  |
|   | Abondance espèce / genre / famille cible  |            |            |              | •              |            | •                             |                       |                             |                     |                  |
|   | Nombre moyen d'espèces présentant des juvéniles   |            |            |              |                |            | •                             | •                     |                             |                     |                  |
|   | Taille moyenne des espèces cibles   |            |            |              |                |            | •                             |                       |                             |                     |                  |
| Autre   | Description de la biodiversité marine   | •          |            | •            |                |            |                               |                       |                             |                     |                  |
|   | Abondance des macro invertébrés   |            | Oursin     |              | •              |            | Oursin                        |                       | Stat                        | + RS                |                  |
|   | Impact de la dégradation des récifs sur les poissons  |            |            |              |                |            |                               | •                     |                             | Par RT              |                  |

Tableau 1 : Synthèse des éléments présentés pour chaque COM dans l'ouvrage.  
CV : Corail Vivant, AL : Algues, OT : Autre, AB : Abiotique, MA : Macroalgues, TA : Turf Algal, Stat : analyse statistique de l'évolution de la métrique présentée, RS : richesse spécifique, RT : régime trophique



# Tendances évolutives globales observées sur les récifs français depuis 15 ans

- Tendances globales de la zone Caraïbes ..... 43
- Tendances globales de la zone océan Indien ..... 45
- Tendances globales de la zone océan Pacifique ..... 47
- Tendances globales des herbiers ..... 50
- Tendances globales des mangroves ..... 54
- Valeur économique des services rendus par les récifs coralliens et écosystèmes associé ..... 56

# Introduction

L'acquisition de connaissances sur l'état de santé des récifs de l'Outre-mer français s'est donc développée au fil des années et les méthodologies se sont progressivement mises en cohérence et/ou en interopérabilité entre les différents territoires et entre les différents outils de bancarisation. Ce processus demeure en cours, promu par l'IFRECOR, et doit permettre d'aboutir prochainement à l'établissement d'un tableau de bord de gestion et de conservation des récifs coralliens et écosystèmes associés.

Outre les bilans établis précédemment, il faut noter la réalisation de plusieurs documents qui fixent de manière synthétique les bases de connaissances sur les RCEA :

- Atlas des récifs coralliens de France Outre-mer (Andrefouët et al. 2008),
- Les herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer français (Hily et al. 2010)
- Les mangroves de l'Outre-mer français (Roussel 2009).

Dans le cadre du présent ouvrage de bilan de l'état de santé des récifs, et à partir des bilans établis par un panel d'experts pour chacune des collectivités concernées (volet 4), il est établi ci-après plusieurs synthèses régionales et thématiques permettant d'emboîter la vision de l'état des récifs à des échelles régionales, échelles souvent reconnues comme de gestion efficiente pour les récifs d'un secteur donné (influence de la courantologie pour le recrutement, la qualité des eaux, etc) :

1. Trois synthèses sur les récifs sensu stricto pour chacun des bassins océaniques qui hébergent des récifs français : Caraïbes, océan Indien, océan Pacifique,
2. Trois synthèses pour (i) les écosystèmes associés que sont les herbiers de phanérogames et les mangroves et (ii) la valeur socioéconomique des RCEA au plan national.



## Références bibliographiques

ANDREFOUËT S, CHAGNAUD N, CHAUVIN C, KRANENBURG CJ, 2008. Atlas des récifs coralliens de France Outre-mer. IRD de Nouméa. 153p.

HILY C, DUCHENE J, BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, PAYRI C, VEDIE F, 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer français. HILY C, GABRIE C, DUNCOMBE M coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral. 161p.

ROUSSEL E, 2009. Les mangroves de l'Outre-mer français. DUNCOMBE M, GABRIE C coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral. 144p.

# Région Caraïbe

Christelle Batailler, Claude Bouchon et Jean-Philippe Maréchal.

Les Antilles françaises comprennent la Martinique, l'archipel guadeloupéen et les Iles du Nord : Saint-Martin et Saint-Barthélemy. Elles sont situées dans les Petites Antilles entre 14°23' N et 18°00'N.

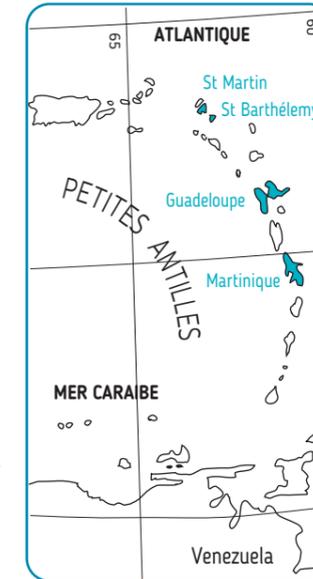


Figure 1 : Les îles des Antilles françaises dans l'Arc des Petites Antilles

La Martinique, île la plus méridionale des Antilles françaises, est d'origine volcanique.

La Guadeloupe comprend 6 îles et de nombreux îlots :

- la Basse-Terre, d'origine volcanique et la Grande-Terre, calcaire, qui constituent la Guadeloupe stricto sensu, séparées par un étroit chenal : la Rivière Salée,
- les dépendances : Marie-Galante, les Saintes, la Désirade et Petite-Terre.

Situées au nord de l'arc des Petites-Antilles, les îles de **Saint-Martin**, d'Anguilla au nord et de **Saint-Barthélemy** au sud-est constituent une plate-forme peu profonde (max. 30 m) : le Banc d'Anguilla. L'île de Saint-Martin se singularise par sa division administrative entre la partie française (Saint-Martin) au nord et la partie néerlandaise (Sint-Maarten) au sud.

Depuis la Loi Organique du 21 février 2007, Saint-Martin et Saint-Barthélemy, anciennement rattachées au département de la Guadeloupe, sont des Collectivités d'Outre-mer régies par l'article 74 de la Constitution. La Collectivité de Saint-Martin fait partie intégrante de l'Union Européenne dont elle est une Région Ultra-Périphérique (RUP).

L'activité économique en Guadeloupe et en Martinique est principalement dominée par le secteur tertiaire et l'agriculture, notamment les cultures d'exportation (banane, canne à sucre). Le tourisme, en grande partie tourné vers la mer, occupe également une part importante dans l'économie locale. La pêche y est essentiellement artisanale.

Dans les îles du nord, l'économie est dominée par le tourisme, orienté vers le tourisme de luxe à Saint-Barthélemy. L'activité pêche dans ces 2 îles est limitée du fait de la présence de la ciguatera, intoxication consécutive à l'ingestion de poissons coralliens ayant accumulé de puissantes neurotoxines.

|   | Martinique | Guadeloupe | Saint-Martin | Saint-Barthélemy |
|---|------------|------------|--------------|------------------|
| Superficie (km <sup>2</sup> )                                     | 1 128      | 1 628      | 54           | 25               |
| Superficie (nb hab) au 1 <sup>er</sup> janvier 2014 (source INVS) | 398 864    | 411 507    | 36 992       | 9 171            |
| Densité (nb hab/km <sup>2</sup> )                                 | 354        | 253        | 698          | 25               |
| Nombre de marins pêcheurs professionnels                          | >1 500     | ≈1 280     | ≈10          | ≈20              |

Tableau 1 : Superficie, population et effectif de pêcheurs professionnels des COM de la sous-région Caraïbes

Dans les Antilles françaises, trois grands types de formations coralliennes sont présents : le récif frangeant qui borde la côte, le récif barrière (ceinture récifale séparée de la côte par un lagon de profondeur variable) et les fonds coralliens non bioconstruits. Ces derniers constituent des communautés souvent plus riches et plus florissantes sur les côtes caraïbes des Petites Antilles que sur les formations récifales des côtes atlantiques.

Les herbiers de phanérogames marines (cinq espèces, dont deux principales : *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme*) constituent l'écosystème marin côtier le plus étendu. Aujourd'hui, l'espèce invasive *Halophila stipulacea* représente également une espèce majoritaire. Les mangroves se rencontrent également sur certains secteurs littoraux.

La Martinique abrite un récif frangeant sur les côtes sud et est, un récif barrière algo-corallien sur la façade atlantique et des fonds coralliens non bioconstruits sur la côte caraïbe. Les zones abritées d'arrière-récifs et les secteurs protégés sont colonisés par les herbiers de phanérogames. Les mangroves occupent environ 2 155 ha de littoral et ont colonisé le bord de côte et les rivages sédimentaires des fonds de baie, notamment en baie de Fort de France.

La Guadeloupe abrite un récif barrière sur sa côte nord, des récifs frangeants sur les côtes au vent et des formations coralliennes non bioconstructrices riches et diversifiées sur les côtes sous le vent. Les autres îles présentent des récifs frangeants et des formations coralliennes non bioconstructrices.

Les herbiers de phanérogames sont largement répandus, notamment dans la baie du Grand Cul-de-sac Marin et sur la côte est de la Basse-Terre. Les mangroves couvrent une superficie de 3 000 ha et sont surtout développées dans les baies du Petit et Grand Cul-de-sac Marin et dans certaines embouchures de rivières.

Saint-Martin et Saint-Barthélemy constituent la partie émergée d'un vaste plateau sous-marin peu profond. Les formations récifales sont de type frangeant ; elles sont peu développées et peu profondes. Les fonds de sable, majoritaires, sont occupés par de vastes herbiers de phanérogames. Les mangroves sont peu étendues à Saint-Barthélemy, plus développées à Saint-Martin notamment autour des lagunes littorales et certaines baies.

Les principaux types de perturbation du milieu marin sur ces îles sont l'hypersédimentation liée à la déforestation et à certains types d'aménagements côtiers mal réfléchis, ainsi que l'enrichissement excessif des eaux côtières en nutriments, provenant d'un mauvais traitement des eaux usées et de l'utilisation d'engrais agricoles qui favorisent le surdéveloppement des algues au détriment des coraux.

Des mesures de préservation des écosystèmes coralliens des Antilles françaises ont été prises par la création de plusieurs aires marines protégées : Parc National et Réserve Naturelle Nationale de Petite-Terre en Guadeloupe, Réserves Naturelles Nationales de Saint-Barthélemy et Saint-Martin dans les îles du Nord et Réserves naturelles du Prêcheur (Réserve Marine Régionale) et des Ilets de Sainte-Anne (Réserve Naturelle Nationale) en Martinique.

En 2001, un réseau de stations de suivi de l'état de santé des communautés récifales a été mis en place en Martinique, en Guadeloupe et à Saint-Barthélemy (IFRECOR). Récemment, d'autres réseaux sont venus compléter la veille entamée (création du réseau des réserves, implantation de stations de suivi Reef Check, mise en place des réseaux DCE).

## VERS UNE DÉGRADATION DES COMMUNAUTÉS CORALLIENNES

Le dernier état des lieux des récifs à l'échelle de l'Outre-mer français en 2008 (Bouchon et al. 2008 ; Legrand et al. 2008) montrait la dégradation chronique et quasi continue des récifs depuis le début des années 80 dans les Antilles françaises. Les données issues des derniers suivis confirment cette tendance.

En Guadeloupe et à Saint-Barthélemy, les résultats ont mis en évidence une tendance significativement décroissante de l'état de santé des communautés coralliennes. Au cours du second semestre 2005, un important phénomène de blanchissement - le plus important observé à ce jour dans ces îles - a touché l'ensemble des communautés coralliennes, suite à une période continue de températures particulièrement élevées des eaux côtières antillaises.

Les récifs coralliens de Guadeloupe ont accusé une diminution de 30 à 50 % du recouvrement corallien selon les secteurs.

En Martinique, les communautés relativement stables jusqu'en 2005 ont été largement touchées par le réchauffement des eaux de surface. La mortalité issue du blanchissement a été évaluée à 14 %, accentuée en 2006 par le développement de maladies spécifiques aux coraux (15 % de mortalité supplémentaire), avec des différences significatives selon les espèces.

Suite à cet épisode de mortalité massive, les recouvrements coralliens récifaux semblent stabilisés, avec toutefois des cas de di-

minution régulière à l'échelle des Antilles françaises. Cette dynamique de dégradation du recouvrement corallien s'est généralement accompagnée d'une augmentation du taux de macroalgues sur l'ensemble des côtes des îles. L'augmentation des taux de nécrose des coraux et la diminution du recrutement en jeunes coraux ont également été observées en Guadeloupe. Ces évolutions sont à mettre en relation avec la détérioration de la qualité des eaux côtières de ces îles et notamment les problématiques de rejets d'eaux usées et d'infrastructures d'assainissement souvent insuffisantes.

Les peuplements de poissons récifaux ne semblent pas avoir été affectés de façon immédiate par les événements de blanchissement de 2005.

En Guadeloupe, les assemblages sont globalement stables, avec l'observation d'un potentiel « effet réserve » au sein des AMPs en place. Une régression a toutefois été constatée sur certains secteurs (platier de la barrière du Grand Cul de Sac Marin) où les communautés coralliennes apparaissent très dégradées.

En Martinique, les pratiques de pêche artisanale intensives et non spécifiques (casiers, filets) ont une incidence sur la structure des peuplements de poissons : les individus de petite taille prédominent, et les valeurs de biomasse observées sont faibles. Toutefois, des effets bénéfiques des cantonnements de pêche ont été mis en évidence.

La synthèse globale sur l'évolution des récifs coralliens des Caraïbes entre 1970 à 2012 (Jackson et al. 2014) montre une tendance à la dégradation généralisée à l'échelle régionale. Le recouvrement corallien moyen sur les sites pris en compte (répartis dans 34 pays, des Bermudes au Venezuela) a décliné de 34,8 % pour la période 1970-1983 (année de mortalité en masse des oursins diadèmes), à 19,1 % pour l'intervalle 1984-1998 (année d'événements de réchauffement extrême), à 16,3 % pour la période 1999-2011. L'étude met en évidence une évolution significative, régulière et persistante des communautés autrefois dominées par les coraux vers des communautés dominées par des macroalgues, au cours des 25 dernières années. L'existence de sites exceptionnels comme la Caye d'Olbian en Martinique, où le recouvrement corallien atteint près de 60 %, reste un signe encourageant pour la persistance des récifs dans la région.

# Région océan Indien Occidental

Julien Wickel et Jean-Pascal Quod

Les îles de la région du sud-ouest de l'océan Indien appartiennent à plusieurs pays -Madagascar, Comores, Maurice, Seychelles, Tanzanie (Zanzibar) et la France (La Réunion, Mayotte et les îles Eparses)- qui sont responsables collectivement d'un domaine maritime très vaste puisque leurs zones économiques exclusives (ZEE) couvrent plus de 6 millions de km<sup>2</sup> de l'océan Indien occidental.

Les zones côtières de ces îles et les conditions de l'environnement marin supportent l'établissement et la croissance d'écosystèmes coralliens hautement productifs, avec des formations récifales sensu stricto totalisant une superficie avoisinant les 15 000 km<sup>2</sup> (Tableau 1) et présentant une forte diversité géomorphologique et biologique.

| Sites               | Terres émergées | Zones récifales |
|---------------------|-----------------|-----------------|
| Comores             | 1 651           | 305             |
| Madagascar          | 594 836         | 5 076           |
| Maurice             | 2 012           | 2 693           |
| Seychelles          | 473             | 5 443           |
| Zanzibar            | 2 627           | 565             |
| <b>La Réunion</b>   | <b>2 504</b>    | <b>12</b>       |
| <b>Mayotte</b>      | <b>376</b>      | <b>413</b>      |
| <b>Îles Eparses</b> | <b>43</b>       | <b>121</b>      |
| <b>Total</b>        | <b>604 522</b>  | <b>14 628</b>   |

Tableau 1 : Superficies (km<sup>2</sup>) terrestres et marines des îles du sud-ouest de l'océan Indien (Andréfouet et al. 2009). En gras, les collectivités françaises.

Au titre de la biodiversité récifale, la zone comprise entre Zanzibar, l'archipel des Comores et le nord de Madagascar délimiterait « le triangle de corail de l'océan Indien occidental » comme tendent à le montrer les études sur ce secteur (Figure 1). Cette zone possède une diversité en espèces coralliennes particulièrement élevée. La région affiche d'autre part un fort taux d'espèces marines endémiques. Dans ce contexte, les Mascareignes apparaissent alors comme une zone très importante puisque définie comme un « hot spot » de biodiversité marine (Roberts et al. 2002).

La population des îles de la région du sud-ouest de l'océan Indien a quadruplé depuis 50 ans pour dépasser récemment les 26 millions d'habitants (Worldbank 2014), intensifiant les pressions sur les récifs coralliens et les écosystèmes associés. Surpêche, mauvaise gestion des eaux usées, augmentation des apports terrigènes en lien avec la déforestation côtière, contribuent significativement à la dégradation des écosystèmes littoraux. En parallèle, les effets du changement climatique et notamment l'élévation de la température des eaux de surface ont entraîné en 1998 une mortalité massive sur la plupart

des récifs coralliens de la région, atteignant des taux de 90-95 % de mortalité corallienne sur les récifs les plus touchés comme Mayotte (Wilkinson et al. 1999). Depuis lors, plusieurs épisodes moins marqués ont affecté la région (dont le dernier remonte à 2010), et le risque associé au changement climatique est désormais reconnu comme étant la plus grande menace qui pèse glo-

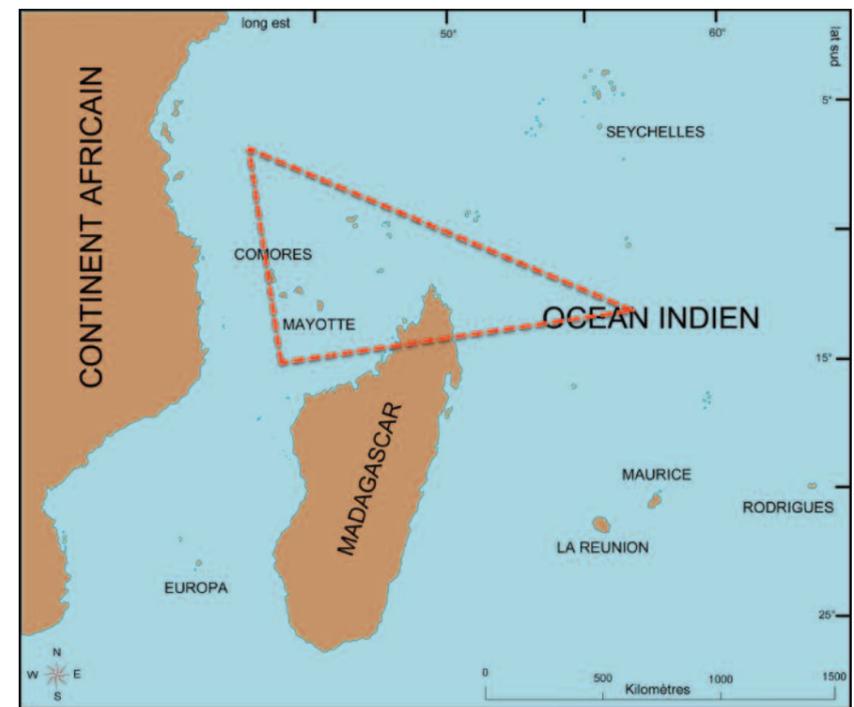


Figure 1 : Localisation du triangle de corail de l'océan Indien (d'après Obura et al, 2008).

### Références bibliographiques

BOUCHON C, PORTILLO P, LOUIS M, MAZEAS F, BOUCHON-NAVARRO Y, 2008. Évolution récente des récifs coralliens des îles de la Guadeloupe et de Saint-Barthélemy. Revue d'écologie 63, in GARDES L, SALVAT B, 2008. Récifs coralliens de l'Outre-mer français. Suivi et état des lieux. Revue d'écologie (Terre et Vie) 63(1-2) : 45-64.

JACKSON JBC, DONOVAN MK, CRAMER KL, LAM VV, 2014. Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN. Switzerland.

GUYADER O, REYNAL L, LESPAGNOL P, LE MEUR C, DEMANECHÉ S, LE BLOND S, JEAN-CHARLES C, ERIALC C, RULLE L, BOURGEOIS P, CORNOU AS, LEBLOND E, MERRIEN C, LE RU L, BLANCHARD F, DAURES F, BERTHOU P 2014. Synthèse des pêcheries de Guadeloupe 2013. IFREMER. 18p.

LEGRAND H, ROUSSEAU Y, PERES C, MARECHAL JP, 2008. Suivi écologique des récifs coralliens des stations IFRECOR en Martinique de 2001 à 2006. Revue d'écologie 63, in GARDES L, SALVAT B, 2008. Récifs coralliens de l'Outre-mer français. Suivi et état des lieux. Revue d'écologie (Terre et Vie) 63(1-2) : 67-84.



blement sur les récifs de l'océan Indien occidental, sans toutefois devoir masquer l'incidence néfaste des pollutions chroniques et/ou aiguës qui perdurent au niveau des zones côtières des états riverains.

L'événement de blanchissement des coraux de 1998 a impulsé de façon significative le suivi des récifs dans la région, avec la mise en place d'un réseau régional de surveillance qui a été officiellement reconnu en 1999 comme « nœud régional du GCRMN » pour la région sud-ouest de l'océan indien.

Dans ce contexte régional, les collectivités de l'Outre-mer français (La Réunion, Mayotte, les îles Eparses), en dépit de superficies récifales limitées, présentent d'un point de vue scientifique un enjeu particulier puisqu'elles concentrent plusieurs intérêts : ancienneté et diversité des suivis existants, rôle moteur dans le développement d'outils méthodologiques (systèmes de bancarisation, suivi des maladies coralliennes), laboratoires rares pour appréhender les impacts du changement climatique sur des modèles non anthropisés (îles Eparses).

L'effort de surveillance de l'état de santé des récifs coralliens est considérable, avec un total de 390 stations de suivi recensées sur l'ensemble des trois collectivités. Cet effort n'est toutefois pas réparti équitablement, avec un échantillonnage largement sous-dimensionné sur les îles Eparses (nombre de stations et fréquence des relevés), les difficultés d'accès à ces récifs isolés étant particulièrement contraignantes.

Cet isolement géographique est aussi à la base de leur formidable degré de conservation, tant les pressions anthropiques qui s'y exercent sont faibles. Contrairement aux autres îles de la région, les Eparses ne sont quasiment soumises qu'à des menaces naturelles, et les niveaux de biomasse en poissons représentent des valeurs de référence pour des récifs coralliens sans pression de pêche.

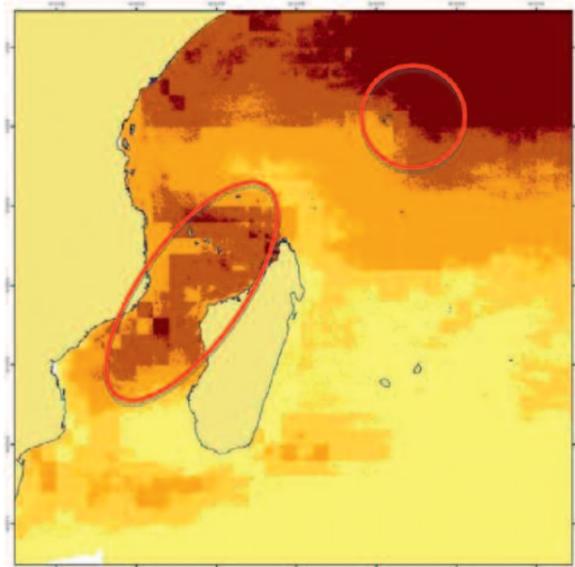


Figure 3 : Sensibilité au blanchissement corallien dans l'océan Indien occidental (Maina et al. 2009).

A l'inverse, les écosystèmes coralliens de la Réunion, par leur petite superficie, leur proximité à la côte et le niveau d'urbanisation des bassins versants situés en amont, se trouvent extrêmement fragilisés. Si la susceptibilité au blanchissement des récifs de l'île est modérée (Figure 3), l'impact des pressions anthropiques s'y traduit par un déséquilibre profond des communautés benthiques en faveur des communautés d'algues et la mise en place d'espèces coralliennes de substitution.

L'île de Mayotte présente une situation intermédiaire avec une situation biogéographique, au centre de la dispersion des espèces de l'océan Indien occidental, qui lui confère un patrimoine naturel marin exceptionnel. Le contexte socio-économique et géopolitique de l'île est cependant à l'origine d'une augmentation récente et particulièrement rapide des pressions humaines qui fragilisent les récifs, en parallèle fortement impactés par les épisodes de blanchissement corallien massif.

Le contexte environnemental et humain de chacune des collectivités françaises lui étant propre, les menaces qui pèsent sur les récifs coralliens et les écosystèmes associés, et les enjeux de leur conservation sont différents. Les réseaux de surveillance actuellement en place apportent une information capitale sur les trajectoires environnementales qui se dessinent, et leur pérennisation est une nécessité en tant qu'outils d'aide à une gestion.

#### Références bibliographiques

ANDREFOUET S, CHAGNAUD N, CHAUVIN C, KRANENBURG CJ, 2008. Atlas des récifs coralliens de France Outre-mer, Centre IRD de Nouméa. 153p.

MAINA J, VENUS V, MC CLANAHAN T, ATEWEBERHAN M, 2008. Modelling susceptibility of coral reefs to environmental stress using remote sensing data and GIS models. Ecological Modelling 212: 180-199.

OBURA D, SAMOILYS MA, LUTJEHARMS JRE, HERMES J, 2008. Is there a Western Indian ocean "coral triangle"? Mar. Sci. for management/WiomSA Project document.

<http://www.cordioea.org/wio-core>.

ROBERTS CM, HAWKINS JP, MC ALLISTER DE, SCHUELLER FW, 2001. Global distribution and conservation of coral reef fish biodiversity, in: ROBERTS CM, HAWKINS JP, MC ALLISTER DE (Eds), 2001. Coral reef fish status report: 182-194.

WILKINSON C, LINDEN O, CESAR H, HODGSON G, REUBENS J, STRONG A, 1999. Ecological and socio-economic impacts of 1998 coral mortality in the Indian ocean: An ENSO impact and a warning of future change? Ambio 28: 188-196.

WORLD BANK, 2014. [data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL](http://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL)

## Région Pacifique

### Bernard Salvat

Les collectivités françaises d'Outre-mer dans le Pacifique sont localisées d'une extrémité à l'autre du grand océan. De la Nouvelle-Calédonie près de l'Australie en passant par Wallis et Futuna et la Polynésie française dans l'hémisphère sud, il y a 10 000 km pour atteindre l'îlot de Clipperton dans l'hémisphère nord au large du Mexique. L'état des récifs coralliens et des écosystèmes associés de ces 4 ensembles a été établi en 2008 (respectivement : Wantiez 2008 ; Chancerelle 2008 ; Salvat et al. 2008a ; Salvat et al. 2008b). La présente synthèse retrace les évolutions récentes de la surveillance des récifs, fait état des mesures de protection et établit leur situation actuelle à partir des données présentées dans les chapitres concernant chaque collectivité figurant dans ce volume, avec quelques éléments complémentaires.

#### UNE GRANDE DIVERSITÉ

Le tableau 1 donne les principales caractéristiques des formations récifales et lagonaires ainsi que des mangroves et des herbiers dans chacune des collectivités. Au delà de ces statistiques, il faut noter la grande diversité des formations. La Nouvelle-Calédonie, troisième île du Pacifique par sa superficie, est ceinturée par une barrière récifale de 1 600 km de longueur délimitant un lagon de plus de 23 000 km<sup>2</sup> et cette collectivité comprend aussi, à l'est et au nord, des atolls, des récifs submergés et des bancs coralliens. Wallis et Futuna avec la grande île de Wallis de 80 km<sup>2</sup> et son lagon de 220 km<sup>2</sup> est accompagnée par deux autres îles sans lagon que sont Futuna et Alofi. La Polynésie française avec ses 5 archipels compte 118 îles dont 85 atolls qui représentent tous les

| Collectivité ou ensemble | Surface terrestre km <sup>2</sup> | Surface récifale-lagon km <sup>2</sup> | Surface récifale km <sup>2</sup> | Surface lagon km <sup>2</sup> | Surface mangrove km <sup>2</sup> (1) | Surface herbiers km <sup>2</sup> (2) | ZEE km <sup>2</sup> | Population |
|--------------------------|-----------------------------------|--|----------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---------------------|------------|
| Nouvelle-Calédonie       | 19 100                            | 35 973                                 | 4 537                            | 31 336                        | 258                                  | 936                                  | 1 400 000           | 268 767    |
| Wallis et Futuna         | 142                               | 932                                    | 425                              | 507                           | 0,2                                  | 24                                   | 300 000             | 12 197     |
| Polynésie française      | 3 746                             | 15 047                                 | 2 140                            | 12 907                        | 0,05                                 | 29                                   | 5 500 000           | 270 000    |
| Clipperton               | 2                                 | 11                                     | 4                                | 7                             | 0                                    | 0                                    | 435 000             | 0          |

(1) Roussel, 2009

(2) Présente synthèse herbiers

Tableau 1 : Superficies des différentes formations des 4 collectivités du Pacifique.

stades d'îles basses coralliennes allant de l'atoll comblé, aux atolls fermés et aux atolls ouverts avec de une à trois passes. L'îlot de Clipperton, presqu'atoll avec son piton volcanique, affiche un lagon aux eaux stratifiées très particulières. L'ensemble de ces collectivités affiche une diversité géomorphologique des récifs et des lagons avec un gradient de diversité des espèces qui se réduit d'ouest en est.

On ne soulignera jamais assez l'importance culturelle du milieu corallien pour les populations résidentes de ces collectivités Outre-mer du Pacifique. Cette référence culturelle s'accompagne de connaissances et de pratiques traditionnelles encore puissantes dans ces sociétés, d'autant plus fortes qu'elles concernent des milieux ruraux (Nouvelle-Calédonie et Wallis et Futuna) ou des îles isolées (notamment les atolls en Polynésie) où l'économie de subsistance est toujours d'actualité. En dehors de cet aspect qui confère dans ces collectivités une certaine stabilité sociale et limite la désertification des lieux au profit des centres urbains, il conviendrait de noter tous les services que rendent les récifs, dont la protection des côtes et l'économie du tourisme.

#### UNE SURVEILLANCE RENFORCÉE DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS

Depuis 2008, date des précédents bilans de l'état de santé des récifs coralliens des collectivités d'Outre-mer, plusieurs réseaux de surveillance se sont renforcés couvrant davantage de localités et avec des méthodes d'échantillonnages plus performantes. En Nouvelle-Calédonie, le réseau ORC mis en place en 1997 avec 18 stations et auquel a succédé en 2003 le réseau RORC avec 27 stations, a vu en 2011 arriver d'autres partenaires pour couvrir 57 stations des formations récifo-lagonaires de la Grande Terre et de Lifou (îles Loyauté). Ce suivi annuel concerne des espèces cibles. A la suite du classement des récifs de Nouvelle-Calédonie au Patrimoine mondial, un réseau de surveillance a été mis en place sur 261 stations réparties sur les 6 zones. L'état initial a été réalisé en 2006-2008 et un second bilan en 2012-2014. A ces surveillances s'ajoutent des suivis de zones récifales et lagonaires en aval d'exploitations minières au sud et au nord.

A Wallis et Futuna, le réseau de 3 stations mis en place en 1999, passé à 6 stations en 2002 (versants ouest et est de chacune des 3 îles) ne comportait que le repérage des peuplements benthiques ; il a été complété à partir de 2010 avec les peuplements ichthyologiques. Par ailleurs un suivi des herbiers et du risque ciguatérique a été mis en place ainsi qu'un réseau de surveillance Reef Check depuis 2012 mais dont les résultats ne sont pas encore pertinents.

En Polynésie française, plusieurs réseaux de surveillance ont étendu leur emprise spatiale. Le réseau Polynésia Mana lancé en 1992 qui couvrait les pentes externes de 15 îles hautes et atolls, s'est étendu à des îles d'Etats voisins afin de mieux appréhender les perturbations naturelles régionales ou pouvant être engendrées par le changement climatique : Rarotonga, Samoa, Kiribati, Tongatapu, Pitcairn. La surveillance concerne les peuplements benthiques et ichthyologiques et, pour certaines stations, de nombreux paramètres physico-chimiques. Les réseaux de surveillance sur Moorea (Tiahura) et Tahiti (Port Phaéton) se poursuivent. En revanche le réseau Reef Check mis en place en 2000 s'est interrompu en 2010, excepté celui de Bora Bora réalisé dans le cadre du Pavillon Bleu.

A Clipperton, les 3 stations de surveillance mises en place lors d'une expédition scientifique en 2004-2005 et dont les peuplements benthiques avaient été décrits n'ont pas été prospectées à nouveau bien qu'une nouvelle expédition se soit rendue sur Clipperton en juin 2015. Une mission mexicaine et colombienne avec des participants français s'est rendue sur Clipperton en février 2016. On constate donc une extension géographique des réseaux de surveillance en même temps que ceux-ci concernent maintenant non seulement les peuplements benthiques, mais aussi les poissons et des paramètres du milieu. On notera également une plus grande pertinence des méthodes d'échantillonnage et d'exploitation des résultats.

## LES PRINCIPALES PERTURBATIONS AFFECTANT LES RÉCIFS CORALLIENS ET LES ÉCOSYSTÈMES ASSOCIÉS

Ces perturbations sont essentiellement naturelles lors d'événements catastrophiques comme les cyclones (Evan à Wallis en 2012, Oli en Polynésie française en 2010), les températures estivales anormalement élevées déclenchant blanchissements et mortalités corallienne (Wallis, Polynésie française) et les explosions démographiques d'étoiles de mer épineuses se nourrissant des coraux (Nouméa Nord, Polynésie française 2006-2009). Dans ces vastes territoires, les perturbations anthropiques sont localisées aux zones urbanisées et aux zones littorales mal gérées où domine la sédimentation. L'enrichissement en sels nutritifs favorise les peuplements algaux. Des pollutions diverses ont été relevées comme celle des pesticides (organochlorés dont chlorodécone) et herbicides qui ont été mises en évidence en Polynésie française. On note une dégradation progressive des mangroves à Wallis sur la façade est mais avec des projets de replantation. Il en est de même en Nouvelle-Calédonie alors que la surveillance de cet écosystème se met en place ; les mangroves calédoniennes représentent en surface le quart des mangroves des îles sous juridiction française.

## UNE AMÉLIORATION DES MESURES DE PRÉSERVATION

Dans chaque collectivité, des aires marines protégées ont été mises en place au cours de la dernière décennie. En Nouvelle-Calédonie 60% des récifs et des lagons ont été classés au Patrimoine Mondial de l'Humanité en 2008. En avril 2014, le gouvernement calédonien a créé le « parc naturel de la mer de Corail » dans l'ensemble des espaces marins placés sous sa responsabilité soit 1,29 millions de km<sup>2</sup>. Il s'agit de la plus grande aire marine protégée française. A Wallis et Futuna, les aires coutumières n'ont pas vu leur statut évoluer. En Polynésie française, outre quelques îles protégées dès 1971

(Eiao, Scilly) et la Réserve de Biosphère de 7 atolls de la commune de Fakarava dans l'archipel des Tuamotu, établie en 2006, l'île de Moorea possède depuis 2004 un Plan de Gestion des Espaces Maritimes (PGEM) avec 8 aires protégées recouvrant 20% du lagon ; plusieurs îles ont demandées la mise en place de leur PGEM. L'îlot de Clipperton fait actuellement l'objet d'une étude en vue de sa protection éventuelle.

## UNE FORTE RÉSILIENCE DES ÉCOSYSTÈMES RÉCIFAUX

D'une manière générale on note une bonne résilience des récifs coralliens à la suite des perturbations naturelles catastrophiques qu'ils subissent et qui sont souvent de grande ampleur spatiale (cyclones, blanchissements-mortalités, Acanthaster). En Nouvelle-Calédonie, 80% des sites surveillés affichent une bonne stabilité de leurs peuplements dans le temps. En Polynésie française, les suivis à long terme des pentes externes, parfois depuis 1992, indiquent qu'après un événement détruisant presque totalement le recouvrement corallien, il faut une douzaine d'années pour que celui-ci soit à nouveau florissant, sauf si un autre événement intervient entre temps. Les récifs barrière et les pentes externes face à l'océan sont bien protégées des perturbations anthropiques, ce qui est moins le cas des zones frangeantes dont on déplore une moindre résilience face à des pollutions persistantes.

## DES RÉCIFS CORALLIENS ET DES LAGONS EN BONNE SANTÉ

Au total, les formations récifales et lagonaires de Nouvelle-Calédonie et de Polynésie française sont en bon état de santé si on les compare à d'autres régions du monde où les récifs sont en bordure de continent ou dans des zones aux pressions démographiques importantes. Les quelques récifs en mauvaise santé, objets de pollution récurrente ou d'exploitation trop forte et à fai-

ble résilience ne doivent pas occulter l'importance des surfaces récifales et lagonaires quasiment vierges de la Nouvelle-Calédonie, qui affichent 80% de formations en bonne santé. Il en est de même en Polynésie française où les dégradations et pollutions de certains secteurs d'îles urbanisées ne doivent pas faire oublier l'existence de dizaines d'îles aux formations récifales indemnes de toute pollution ou surexploitation des ressources, ne serait-ce que dans 35 atolls inhabités sur les 85 îles basses que compte cette collectivité.

### Références bibliographiques

CHANCERELLE Y, 2008. Les récifs coralliens de Wallis et Futuna : suivi biologique, état de santé et perspectives d'avenir. *Revue d'Ecologie (Terre et vie)* 63 : 117-132.

GARDES L, SALVAT B, 2008. Les récifs coralliens de la France d'Outre-mer : rétrospective des évolutions enregistrées par les réseaux de surveillance de l'état de santé de ces écosystèmes diversifiés et fragiles. *Revue d'Ecologie (Terre et vie)* 63 : 13-22.

ROUSSEL E, 2009. Les Mangroves de l'Outre-mer français, écosystème associés aux récifs coralliens. *Conservatoire du Littoral*. 144p.

SALVAT B, AUBANEL A, ADJEROUD M, BOUISSET P, CALMET D, CHANCERELLE Y, COCHENNEC N, DAVIES N, FOUGEROUSSE A, GALZIN R, LAGOUY E, LO C, MONIER C, PONSONNET C, REMOISSENET G, SCHNEIDER D, STEIN A, TATARATA M, VILLIERS L, 2008a. Le suivi de l'état de santé des récifs coralliens de Polynésie française et leur récente évolution. *Revue d'Ecologie (Terre et vie)* 63 : 133-144.

SALVAT B, ADJEROUD M, CHARPY L, 2008b. Les récifs coralliens de Clipperton. *Revue d'Ecologie (Terre et vie)* 63 : 179-187.

WANTIEZ L, 2008. Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie en 2006 : état des lieux et réseau de suivi. *Revue d'Ecologie (Terre et vie)* 63 : 117-132.

# Tendances globales des herbiers

Fanny Kerninon



Depuis la réalisation du bilan sur les herbiers de l'Outre-mer (Hily et al. 2010) qui avait permis de mettre en lumière de fortes disparités, que ce soit sur les connaissances acquises sur les espèces et les habitats associés, ou sur les actions menées autour des herbiers dans ces différents territoires, de nouvelles démarches nationales et locales ont été initiées permettant d'améliorer les connaissances de ces herbiers tropicaux et d'entamer des réflexions pour une harmonisation des protocoles existants. A l'échelle de ces territoires, la superficie des herbiers est actuellement estimée à environ 1 213 km<sup>2</sup> sans compter les herbiers présents dans les îles Eparses, dont les superficies ne sont pas encore connues (Tableau 1). Le nombre d'espèces est variable et encore incertain selon les zones géographiques, allant de 1 à 11 espèces par collectivité, pour un nombre total de 16 à 18 espèces de phanérogames marines constituant les herbiers d'Outre-mer (Tableau 1).

Cependant, du fait du contexte historique, technique et des spécificités locales, les herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer ne bénéficient pas du même niveau de connaissance que les récifs coralliens. Ainsi, le manque de données historiques, associé au fait que les données temporelles existantes concernent seulement un nombre réduit de paramètres, tels que la hauteur de canopée et la densité des plants, rend le suivi des herbiers et la recherche d'indicateurs complexe.

A l'échelle des collectivités de l'Outre-mer, le niveau des protocoles et le nombre de suivis sont disparates selon les territoires. En effet, si certaines collectivités ont initié leurs suivis depuis plu-

sieurs années (c'est le cas de la Guadeloupe, de Saint-Martin, de Saint-Barthélemy et de la Martinique), d'autres comme Wallis ne les ont mis en place que récemment, tandis que certaines en sont toujours dépourvues (Mayotte, Réunion et îles Eparses par exemple). Ainsi, l'essentiel des suivis des herbiers de phanérogames marines sont réalisés aux Antilles dans le cadre des suivis des aires marines protégées et de la Directive Cadre sur l'Eau. Dans cette région, un indice d'évaluation visuel de l'état de santé des herbiers sous forme de classe a été développé par Bouchon et al. (2003), et a été adapté ou directement appliqué pour ces suivis. Ainsi, la composition spécifique des herbiers, notamment le passage des herbiers monospécifiques à *Thalassia testudinum* (classe 1) aux herbiers mixtes à *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum* (classe 2), est révélateur d'une instabilité de la biocénose sous l'effet conjugué de la dynamique naturelle des herbiers et des perturbations anthropiques, entraînant une compétition entre ces deux espèces (Bouchon et al. 2003). Le passage aux classes 3 et 4, correspondant à des herbiers clairsemés, envasés, épiphytés et présentant des macroalgues molles, traduit une dégradation des herbiers.

Au regard des objectifs de la DCE, qui s'intéresse aux suivis des herbiers pour évaluer l'état écologique des masses d'eaux dans

lesquelles ils se développent, et à l'identification des perturbations locales d'origine anthropique, le groupe d'experts mobilisé dans ce cadre a décidé que cet indice ne devrait pas être retenu dans le calcul de l'indice d'état de santé DCE. En effet, ce dernier doit privilégier des paramètres s'affranchissant au maximum des pressions naturelles pour évaluer l'état écologique des masses d'eau (GT DCE Herbiers & Benthos Récifal 2014).

L'ensemble des démarches de réflexion sur la cohérence des protocoles et des indicateurs mis en œuvre par rapport aux objectifs attendus des suivis doit se poursuivre afin de comprendre et d'évaluer plus finement l'évolution des herbiers dans un contexte

| Famille  | Genre           | Espèce               | Guadeloupe | Saint-Martin   | Saint-Barthélemy | Martinique | Îles Eparses | Mayotte | La Réunion | Nouvelle-Calédonie | Wallis et Futuna | Polynésie française |  |
|--|-----------------|----------------------|------------|----------------|------------------|------------|--------------|---------|------------|--------------------|------------------|---------------------|--|
| Cymodoceaceae  | Cymodocea       | <i>C. rotundata</i>  |            |                |                  |            | ?            | •       |            | •                  |                  |                     |  |
|  |                 | <i>C. serrulata</i>  |            |                |                  |            |              | •       |            | •                  |                  |                     |  |
|  | Halodule        | <i>H. pinifolia</i>  |            |                |                  |            |              |         |            | •                  | •                |                     |  |
|  |                 | <i>H. uninervis</i>  |            |                |                  |            | •            | •       |            | •                  |                  |                     |  |
|  |                 | <i>H. wrightii</i>   | •          | •              | •                | •          |              |         |            |                    |                  |                     |  |
|  | Syringodium     | <i>S. filiforme</i>  | •          | •              | •                | •          |              |         |            |                    |                  |                     |  |
| <i>S. isoetifolium</i>                                       |                 |                      |            |                |                  | •          | •            | •       | •          | •                  |                  |                     |  |
| Hydrocharitaceae   | Thalassodendron | <i>T. ciliatum</i>   |            |                |                  |            | •            | •       |            |                    |                  |                     |  |
|  | Thalassia       | <i>T. testudinum</i> | •          | •              | •                | •          |              |         |            |                    |                  |                     |  |
|  |                 | <i>T. hemprichii</i> |            |                |                  |            | •            | •       |            | •                  |                  |                     |  |
|  | Enhalus         | <i>E. acoroides</i>  |            |                |                  |            |              |         |            | •                  |                  |                     |  |
|  | Halophila       | <i>H. capricorni</i> |            |                |                  |            |              |         |            |                    | •                |                     |  |
|  |                 | <i>H. decipiens</i>  | •          | •              | •                | •          |              | •       |            | •                  |                  | •                   |  |
|  |                 | <i>H. ovalis</i>     |            |                |                  |            | •            |         |            | •                  | •                | •                   |  |
|  |                 | <i>H. minor</i> (*)  |            |                |                  |            |              |         | •          | •                  |                  |                     |  |
|  |                 | <i>H. baillonis</i>  | ?          | ?              | ?                |            |              |         |            |                    |                  |                     |  |
|  |                 | <i>H. stipulacea</i> | •          | •              | •                | •          |              | •       | ?          |                    |                  |                     |  |
| Zosteraceae  | Zostera         | <i>Z. capensis</i>   |            |                |                  |            | ?            | ?       |            |                    |                  |                     |  |
| Nombre d'espèces par collectivité                            |                 |                      | 5 à 6      | 5 à 6          | 5 à 6            | 5          | 5 à 7        | 9 à 10  | 1 à 2      | 11                 | 3                | 2                   |  |
| Nombre d'espèces à l'échelle de l'Outre-mer                  |                 |                      | 16 à 18    |                |                  |            |              |         |            |                    |                  |                     |  |
| Superficie des herbiers par collectivité (km <sup>2</sup> )  |                 |                      | 101,93     | 61,52 (**) (?) | 3,66             | 49,74      | ?            | 7,6     | 0,0265     | 936,35             | 24,0             | 28,7                |  |
| Surface herbiers/terres émergées par collectivité (%)        |                 |                      | 6,26       | 70,71 (**) (?) | 15,25            | 4,41       | ?            | 2       | 0,0011     | 4,93               | 16,55            | 0,82                |  |
| Surface totale à l'échelle de l'Outre-mer (km <sup>2</sup> ) |                 |                      | 1 213,82   |                |                  |            |              |         |            |                    |                  |                     |  |

Tableau 1 : Espèces de phanérogames marines présentes dans les collectivités de l'Outre-mer et superficies associées. (d'après Andréfouët et Dirberg 2006 ; Arvam 2014 ; C. Bouchon données personnelles ; A. Cuvillier comm. Pers ; Dedeken et Ballorain 2015 ; Legrand 2010 ; Le Moal et al. 2015 ; Loricourt 2005 ; Payri 2006 ; Payri et al. 2002 ; TBM 2013 ; Vaslet et al. 2013 ; Waycott et al. 2011). (\*) : *Halophila ovalis* complexe. (\*\*) : Cette donnée surfacique comprend également les herbiers de la partie néerlandaise de l'île.

de perturbations multiples. Si le nombre limité d'études associant les pressions aux impacts ne permet pas d'établir aujourd'hui une liste exhaustive des impacts spécifiques sur les herbiers pour chaque type de pression, il semble toutefois qu'il existe peu de réponses biologiques spécifiques des herbiers face à ces perturbations (Martinez-Crego et al. 2008).

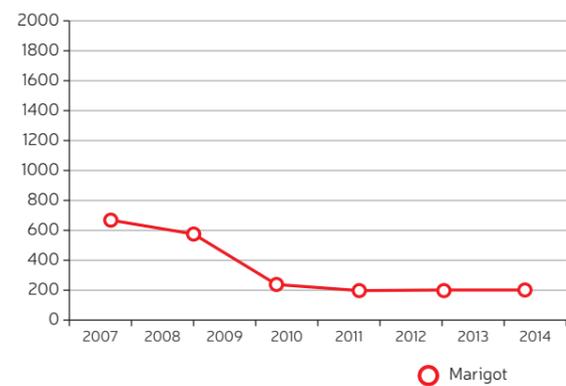
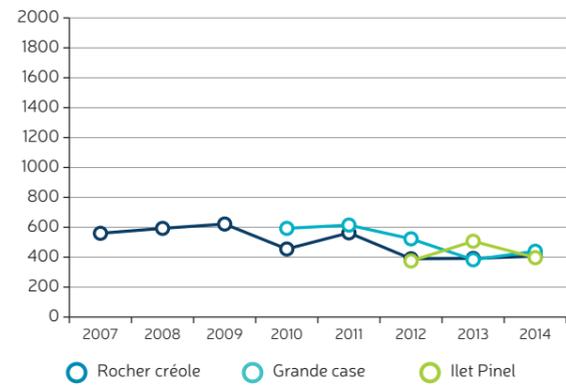
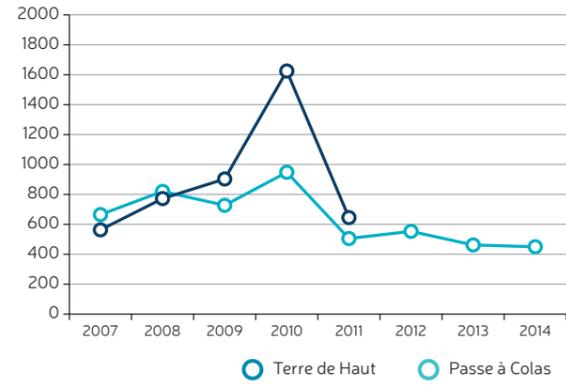
Ces réflexions, ainsi que les connaissances déjà acquises sur certains secteurs géographiques, doivent théoriquement permettre de pressentir certains effets et les réponses des herbiers liés à leur dynamique naturelle, par rapport aux effets liés aux pressions anthropiques.

A l'heure actuelle et au vu de ces éléments, il est donc peu évident d'évaluer l'état de santé des herbiers de phanérogames marines à l'échelle de l'Outre-mer français. Néanmoins, une tendance évolutive régionale semble se dessiner aux Antilles françaises. Les premières séries de données temporelles révèlent une instabilité biocénotique entre les espèces *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme*. Si le manque de recul temporel sur les données ne peut permettre une analyse fine de ces résultats, la densité des plants de *T. testudinum* des stations de Guadeloupe, Saint-Martin et Saint-Barthélemy tend à diminuer sur l'ensemble de la période suivie. A l'inverse, la densité de *S. filiforme* tend à augmenter sur les trois stations considérées (Figure 1), excepté en 2012 pour Saint-Barthélemy. Cette évolution également observée à l'échelle régionale des Caraïbes pourrait résulter d'une dégradation des conditions environnementales sous l'effet des pressions anthropiques, comme le soulignent Van Tussenbroek et al. (2014).

Des efforts restent donc à mener pour développer et consolider le réseau de stations à l'échelle de l'ensemble des océans. Associée à des actions d'acquisition de connaissances dans les différentes collectivités, cette attention sera indispensable pour mieux comprendre le fonctionnement et les tendances évolutives des herbiers d'Outre-mer dans les années à venir.

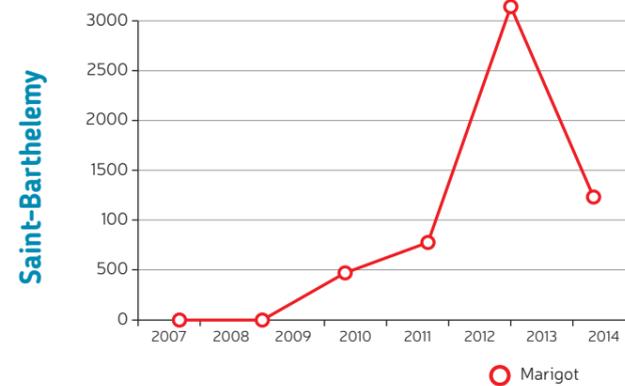
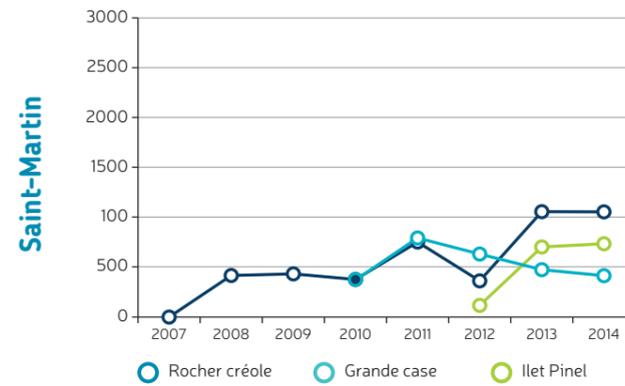
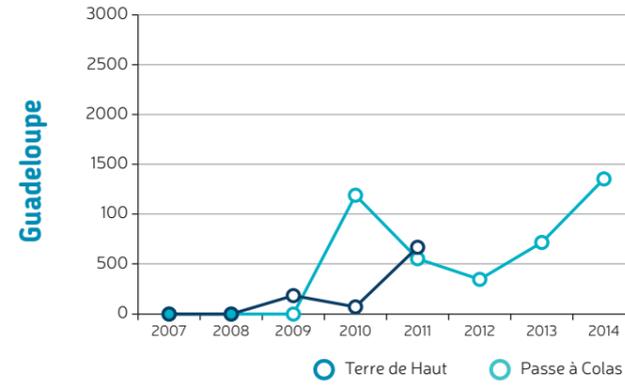
Figure 1 : Evolution temporelle de la densité des plants de *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme* à l'échelle des stations de suivi du réseau des réserves marines de Guadeloupe, Saint-Martin et Saint-Barthélemy (d'après PNG/Deal Guadeloupe, Pareto 2014).

### Evolution temporelle de la densité de pieds de *Thalassia*



Densité *T.testudinum* /m<sup>2</sup>

### Evolution temporelle de la densité de pieds de *Syringodium*



Densité *S.filiforme*/m<sup>2</sup>

### Références bibliographiques

ANDREFOUET S, DIRBERG G, 2006. Cartographie et inventaire du système récifal de Wallis, Futuna et Alofi par imagerie satellitaire Landsat 7 ETM+ et orthophotographies aériennes à haute résolution spatiale. IRD Nouméa. 56p.

ARVAM, 2014. ZONEVOLC, étude complémentaire au programme BIOLAVE (biodiversité marine du volcan Piton de la Fournaise). 48p + Annexes.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARRO Y, LOUIS M, PORTILLO P, 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. Université des Antilles et de la Guyane. 56p.

DEDEKEN M, BALLORAIN K, 2015. Les herbiers marins de Mayotte : état des lieux des herbiers intertidaux en 2014. Parc naturel marin de Mayotte/AAMP.

GT DCE HERBIER & BENTHOS RECIFAL, 2014. Compte-rendu de l'atelier n°3 du groupe de travail national « herbiers et benthos récifal », 15-17 octobre 2014, Gourbeyre. MNHN-SPN, Onema. 30p.

HILY C, DUCHENE J, BOUCHON-NAVARO Y, GIGOU A, PAYRI C, VEDIE F, 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer français. Hily C, Gabrié C, Duncomb M, coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral. 140p.

LE MOAL M, KERNINON F, AISH A, MONNIER O, DORE A, PAYRI C, 2015. Typologie des herbiers de Martinique, rapport Onema-MNHN. 34p.

LEGRAND H, 2010. Cartographie des biocénoses benthiques du littoral martiniquais et eutrophisation en zone récifale en relation avec les sources de pression d'origine anthropique. Thèse de doctorat EPHE, CNRS, OMMM, DIREN Martinique. 297p.

LORICOURT A, 2005. Etude des herbiers à phanérogames marines à Mayotte. Rapport de stage, DAF. 58p.

MARTINEZ-CREGO B, VERGES A, ROMERO J, ALCOVERRO T, 2008. Selection of multiple seagrass indicators for environmental biomonitoring. Mar. Ecol. Progress Series 361: 93-109.

PARETO 2014. Suivi de l'état de santé des réserves naturelles marines de Guadeloupe et de Saint-Martin. Etat des lieux 2014 et évolution 2007-2014. 85p + Annexes.

PAYRI CE, PICHON M, BENZONI F, N'YEURT ADR, VERBRUGGEN H, ANDREFOUET S, 2002. Contribution à l'étude de la biodiversité dans les récifs coralliens de Wallis : scléroractiniaux et macrophytes. Rapport Atelier Marin Wallis 2002. 54p.

PAYRI C, 2006. Phanérogames marines de Nouvelle-Calédonie. Ecologie, distribution, identification. IFRECOR Nouvelle-Calédonie. 16p.

TBM, 2013. Cartographie des biocénoses marines et côtières de Saint-Barthélemy.

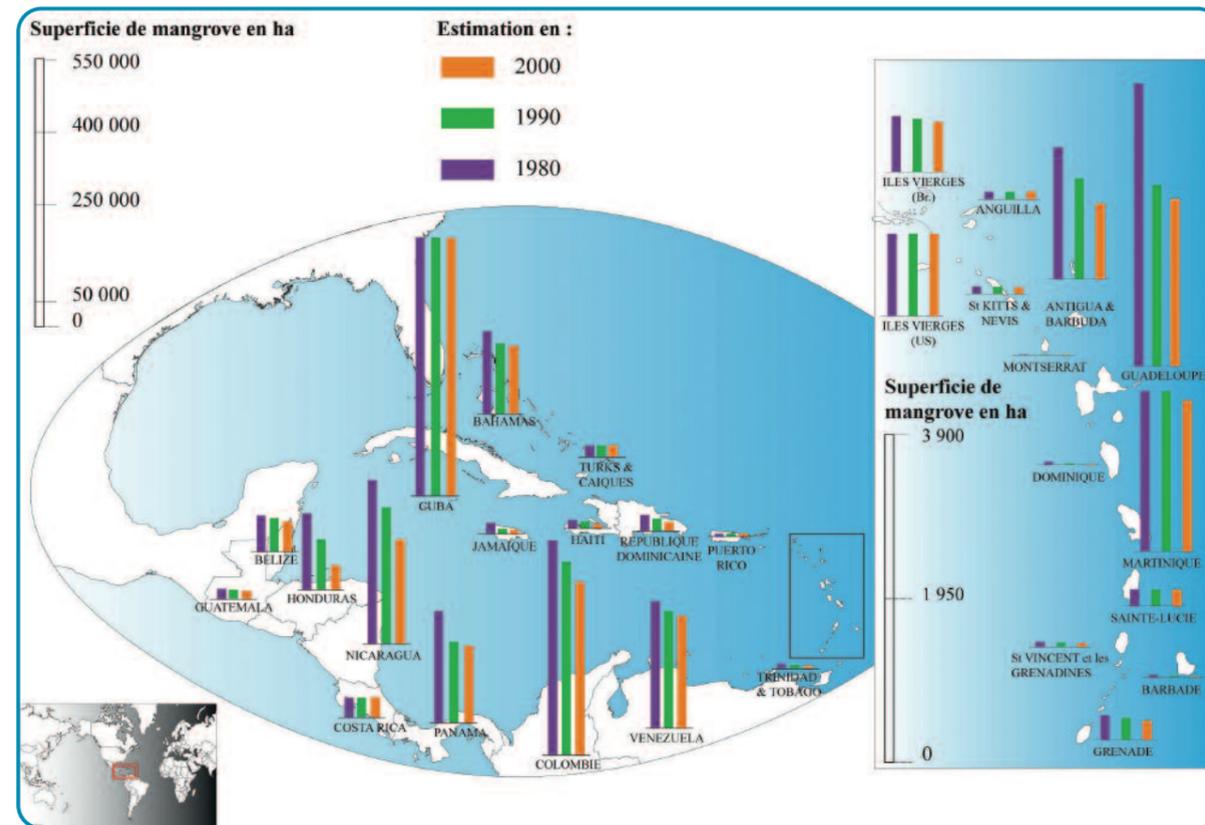
VAN TUSSENBROEK BI, CORTES J, COLLIN R, FONSECA AC, GAYLE PM, GUZMAN HM, JACOME GE, JUMAN R, KOLTES KH, OXFORD HA, 2014. Caribbean-wide, long-term study of seagrassbeds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. PLoS one 9, 1-13.

WAYCOTT M, MC KENZIE LJ, MELLORS JE, ELLISON JC, SHEAVES MT, COLLIER C, SCHWARZ AM, WEBB A, JOHNSON JE, PAYRI C. Vulnerability of mangroves, seagrasses and intertidal flats in the tropical Pacific to climate change, in: BELL JD, JOHNSON JE, HOBDDAY AJ (ed.), 2011. Vulnerability of tropical Pacific fisheries and aquaculture to climate change. SPC Noumea: 297-369.

# Tendances globales des mangroves

Marie Windstein

Figure 1: Evolution des superficies de mangroves dans les pays de la Caraïbe entre 1980 et 2000.



Sources : Agard J.B.R. et A. Cropper, 2007 ; adapté de FAO 2002, FAO 2003a - Réalisation : Dominique AUGIER, 2010

## CARAÏBES & PETITES ANTILLES

Dans la Caraïbe, les mangroves s'étendent sur environ 22 000 km<sup>2</sup>, soit 13 % de la superficie mondiale de cet écosystème (Spalding et al. 1997). A l'échelle de la région, il est estimé que plus de 410 000 ha ont disparu entre 1980 et 2000 (Agard et al. 2007).

Présentes dans la plupart des îles des petites Antilles, les mangroves y occupent 104 km<sup>2</sup>, soit 0,5 % de la surface totale des mangroves caribéennes. Les plus vastes surfaces de mangrove des petites Antilles se trouvent dans le Grand Cul-de-sac Marin en Guadeloupe et dans la baie de Fort-de-France en Martinique (Spalding et al. 1997). Abrités de la haute mer et bénéficiant d'importants apports en eau douce, les palétuviers peuvent, en certains endroits, atteindre près de 20 m de haut (Saffache 2002). Ces massifs, parfois larges de quelques centaines de mètres, constituent les deux tiers des surfaces de mangroves des petites Antilles.

Dans les Antilles comme sur la côte est de l'Amérique centrale, les ouragans rythment la dynamique forestière des mangroves (INTERREG IV CARAIBES 2012). Ces régénérations périodiques maintiennent des massifs relativement jeunes, caractérisés par des futaies moins développées que celles des mangroves plus anciennes de l'Amérique du sud.

Les aménagements urbains, touristiques, industriels et agricoles sur le littoral sont la cause principale de la destruction des mangroves dans la Caraïbe. Leur rythme de disparition varie d'un pays à l'autre, comme à la Barbade où 10,6 % des surfaces de mangroves ont disparues entre 2000 et 2005, tandis que celles de Sainte-Lucie et Aruba sont restées intactes (Spalding et al. 2010).

Conscients de la valeur patrimoniale et économique de ces écosystèmes, de nombreux territoires ont mis en place des mesures de gestions et de conservation. Ainsi, en 2010, les petites Antilles comptaient 34 aires protégées comprenant des zones de mangroves, soit 5 de plus qu'en 1997 (Spalding et al. 2010). Outre les initiatives nationales, la Convention de Carthagène offre depuis 2000 un cadre juridique pour la gestion intégrée des ressources marines de la Caraïbe (Augier 2010).

## OCÉAN INDIEN OCCIDENTAL

Dans cette région, les mangroves couvrent 7 900 km<sup>2</sup> dont 41 km<sup>2</sup> sur les petits territoires insulaires (Spalding et al. 2010). Elles s'étendent sur les côtes africaines depuis le sud de la Somalie jusqu'au Nord de l'Afrique du Sud, ainsi que sur la côte ouest de Madagascar. Présentes plus sporadiquement sur les petites îles du Canal du Mozambique et du plateau des Mascareignes, elles y sont relativement peu développées, excepté à Zanzibar, à Mayotte et aux Seychelles (Spalding et al. 1997). Elles sont totalement absentes de l'île de La Réunion et des îles Eparses, à l'exception d'Europa (environ 700 ha) et de Juan de Nova (environ 0,255 ha).

Il est estimé que seulement 8 % de ces surfaces de mangroves ont disparu entre 1980 et 2005. Cependant, cette relative stabilité est à mettre en perspective avec la dégradation de nombreux massifs dont les surfaces restent intactes, mais dont la densité et la capacité de régénération diminuent. C'est notamment le cas à Madagascar, où le prélèvement intensif de bois de construction et de combustion, ainsi que la rétention et le prélèvement d'eau douce en amont affaiblissent les mangroves. C'est le cas par exemple dans la baie de Mahajamba, où la surface de mangrove dense est passée de 294 km<sup>2</sup> à 110 km<sup>2</sup> entre 1986 et 1995 (Spalding et al. 2010).

Dans les petites îles, l'expansion des zones urbaines ainsi que des infrastructures de transport et de tourisme sont les principales causes de destruction de la mangrove. Un des exemples les plus tragiques est celui de l'île Maurice, qui a perdu 30% de ses surfaces de mangrove entre 1987 et 1994 (Spalding et al. 2010).

Malgré ces dégradations, le nombre d'aires protégées recensées auprès de l'UNEP incluant des mangroves a triplé entre 1997 et 2010, passant de 27 à 75 (Spalding et al. 2010).

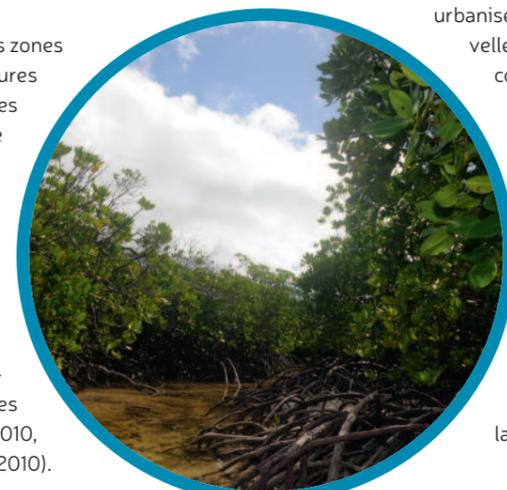
## PACIFIQUE SUD

Dans les îles du Pacifique sud, les mangroves totalisent une surface d'environ 5 200 km<sup>2</sup>, soit 3 % des surfaces mondiales. La Papouasie-Nouvelle-Guinée compte à elle seule 75 % des surfaces de mangrove de la région, suivie par les îles Salomon, les îles Fidji et la Nouvelle-Calédonie (PNUE 2006). Dans les Etats Fédérés de Micronésie, à Palaos et en Papouasie-Nouvelle-Guinée, les mangroves occupent entre 12 % et 10 % des terres émergées (Spalding et al. 2010).

La diversité spécifique des mangroves diminue d'ouest en est, mais les assemblages d'espèces sont différents sur chaque territoire. Leur aire naturelle de répartition ne s'étend pas au delà des îles Samoa, bien qu'elles soient présentes à Tahiti et à Hawaï où elles ont été introduites (Spalding et al. 2010).

Une grande partie des données surfaciques des mangroves des îles du Pacifique sont issues de travaux menés il y a plusieurs décennies (début des années 70 pour les plus anciens), sans mise à jour récente. Il est donc difficile d'estimer l'évolution des surfaces (PNUE 2006). Malgré cette absence de données à l'échelle de la région, il est certain que les mangroves ont vu leur surface

diminuer : converties en terrains agricoles ou en zone urbanisées, comme dans les îles Fidji ou en Nouvelle-Calédonie, exploitées pour leur bois, comme au îles Salomon ou encore affectées par les exploitations minières en Papouasie-Nouvelle-Guinée et en Nouvelle-Calédonie, les pertes de surfaces sont conséquentes (Spalding et al. 2010). Par ailleurs, une évaluation récente de la vulnérabilité de 16 états et territoires insulaires du Pacifique face au changement climatique estime que, d'ici à 2100, 13 % des surfaces de mangroves pourraient disparaître des conséquences de l'élévation du niveau de la mer (PNUE).



### Références bibliographiques

AGARD J, CROPPER A et al. (éd.), 2007. Caribbean Sea Ecosystem Assessment. A sub-global component of the Millenium Ecosystem Assessment. Caribbean Marine Studies: 15-17.

AUGIER D, 2010. Les écosystèmes marins de la Caraïbe : identification, diffusion et modes de gestion. Études caribéennes, Avril 2010.

INTERREG IV CARAIBES, 2012. La cartographie des mangroves de la Caraïbe par satellite – Synthèse bibliographique – Revue des acteurs – Action 5. IMPACT-MER/CIRAD.

PNUE, 2006. Pacific Island Mangroves in a Changing climate and Rising sea. [URL : http://www.unep.org/PDF/mangrove-report.pdf](http://www.unep.org/PDF/mangrove-report.pdf)

PNUE. Le changement climatique menace les mangroves de l'Océan Pacifique. [URL: http://www.unep.org/Documents/Multilingual/Default.asp?DocumentID=483&ArticleID=5312&l=fr](http://www.unep.org/Documents/Multilingual/Default.asp?DocumentID=483&ArticleID=5312&l=fr)

SAFFACHE P, 2002. Les mangroves caribéennes : des milieux fragiles nécessitant une politique de gestion et de protection adaptée. Vol. Politiques et Institutions 4 : 329- 336.

SPALDING M, BLASCO F, FIELD C, 1997. World mangrove atlas. The international society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan. 178p.

SPALDING M, KAINUMA M, COLLINS L, 2010. World atlas of mangroves. London, UK and Washington, DC.

# Valeur économique des services rendus par les récifs coralliens et écosystèmes associés

Nicolas Pascal

L'évaluation de la valeur économique des services rendus par les récifs coralliens et écosystèmes associés (RCEA) de 7 collectivités de l'Outre-mer (Guadeloupe, Martinique, Mayotte, Nouvelle-Calédonie, Polynésie française, La Réunion, Saint-Martin) a été conduite entre 2011 et 2015 par l'IFRECOR, Wallis & Futuna n'ayant pu être réalisé à ce jour. L'objectif principal est d'informer sur les flux économiques qui sont produits chaque année par ces écosystèmes et sur l'importance de les prendre en compte dans les politiques de développement économique et les budgets de gestion de l'environnement.

Il a été évalué que, chaque année, les RCEA des 7 collectivités génèrent une valeur économique proche de 1100 M€ (comprise entre 850 M€ et 1200 M€).

Près de 460 M€ sont visibles dans les statistiques comptables de l'économie du territoire (via les valeurs ajoutées des services du tourisme et de la pêche liés aux RCEA) et contribuent à la croissance du PIB. D'autres services, comme la protection contre les inondations côtières et la séquestration du carbone, ne sont pas comptabilisés dans les statistiques économiques (plus de 640 M€ chaque année).

Les principaux services en termes économiques sont la protection contre les inondations côtières (plus de 470 M€/an), le service d'attributs pour le tourisme « bleu » (280 M€/an), suivis de la production de biomasse pour la pêche (com-

merciale et d'autoconsommation pour 180 M€/an) et de la séquestration du carbone par les mangroves et herbiers (170 M€/an). Le tourisme bleu inclut le tourisme sous-marin et le secteur de la plaisance (plongées et randonnées sous-marines, excursions à la journée, locations de bateaux, plaisance et autres usages non-encadrés).

## SERVICE DE PROTECTION CÔTIÈRE

Les RCEA absorbent une grande partie de l'énergie de la houle. Ils évitent des dommages liés aux inondations lors des cyclones ou autres événements climatiques extrêmes et contribuent à la



protection des plages et du littoral contre l'érosion. Il a été estimé que près de 80 000 ménages, 2,8 millions de m<sup>2</sup> d'infrastructures hôtelières et d'équipements bénéficient de ce service de protection.

La valeur annuelle des dommages qui sont évités par la présence des écosystèmes est de l'ordre de 470 M€ dans ces 7 îles. Ce chiffre signifie que, chaque année, les récifs coralliens et écosystèmes associés évitent que des inondations côtières génèrent des dommages sur le construit résidentiel, les infrastructures hôtelières et les équipements de l'ordre de 470 M€.

Ce service, souvent reconnu mais non pris en compte dans les politiques d'aménagement ou de compensation d'impacts, est particulièrement important pour toutes les collectivités d'Outre-mer.

A l'échelle de l'Outre-mer, ce service représente plus de 40% de la valeur annuelle totale des services rendus par les RCEA.

## SERVICE DU TOURISME BLEU

Le service du tourisme « bleu » représente 25% de la valeur annuelle totale des services rendus par les RCEA, soit plus de 280 M€.

Chaque année, près de 1 million de personnes font usage des récifs sous différentes formes de loisirs encadrés (plongée sous marine, excursions mer, plaisance, etc.).

Ces activités, liées en grande partie à la santé des écosystèmes marins, génèrent des bénéfices pour plus de 700 prestataires de loisirs et produisent entre 2 200 et 2 800 emplois directs. La plaisance, les excursions, la plongée-sous-marine et les usages non-encadrés (journée plage, promenade sous-marine, etc.) représentent les usages les plus importants par les visiteurs internationaux et les résidents.

Une proportion importante des visiteurs, variable selon les îles, est venue en grande partie pour ces activités liées au milieu marin. Par exemple, en Polynésie française, plus de 80% des



touristes ont plongé ou fait des excursions en mer en 2013. Ces usagers participent aussi à la santé financière de centaines d'hôtels, de milliers de pensions et villas à louer, ainsi que plusieurs milliers d'activités de restauration, de transport et autres. Il est évalué que plus de 20 000 emplois directs sont liés à ces usages. Ce service rendu par les récifs est en croissance ou en phase de consolidation selon les collectivités. Il présente un potentiel intéressant car le marché du tourisme nature et de la plaisance est en plein développement depuis une dizaine d'année et devient de plus en plus concurrentiel.

Il doit évidemment s'agir d'un développement durable du tourisme en termes d'impacts sur le milieu. Entre autres, le traitement des eaux usées des hôtels et gîtes, la politique d'urbanisme visant à contrôler les apports en sédiments, la régulation de la fréquentation des sites touristiques et de la pêche doivent être pris en compte.

## SERVICE DE BIOMASSE COMMERCIALE

La pêche liée aux écosystèmes côtiers génère une valeur ajoutée de 180 M€ dont 100 M€ pour les captures commercialisées et 80 M€ pour la pêche vivrière et de loisir.

La valeur ajoutée de ces deux services écosystémiques représente approximativement 15% du total des services rendus par les RCEA.

Environ 15 000 pêcheurs tirent un revenu de cette activité. De même, près de 50 000 ménages extraient des récifs un complément de revenus et de protéines important pour leur bien-être. En volume, les captures issues des différentes formes de pêche récifale représentent parfois pratiquement la totalité de la consommation de poissons frais des ménages, l'importation de poissons étant limitée dans certaines collectivités.

Les estimations des captures de ces pêches informelles sont un exercice complexe. Les niveaux minimum et maximum mettent en évidence une potentielle situation de pêche écologiquement non-durable dans certaines îles. Il est important de noter que ce service, si géré de manière non durable, a des impacts directs pour les usagers touristiques et indirects pour le service de protection côtière.



## SERVICE DE SÉQUESTRATION DU CARBONE

Il est calculé que, chaque année, les mangroves (environ 1 000 km<sup>2</sup>) et herbiers (environ 1 200 km<sup>2</sup>) séquestrent entre 200 000 t et 530 000 t de CO<sub>2</sub> équivalent. De même, les estimations du stock total de carbone contenu dans le sous-sol (dans les 1,5 premiers mètres) varient entre 25 Mt et 60 Mt.

Selon les prix récents du marché volontaire des crédits carbone et en considérant que la totalité de ce stock soit potentiellement et graduellement libérable dans l'atmosphère (par destruction de l'habitat et creusement des premiers mètres), la valeur annuelle est estimée aux alentours de 170 M€. Ce service représente approximativement 15% du total des services rendus par les RCEA.

## BÉNÉFICIAIRES

Un résultat important à considérer est l'identification des groupes sociaux bénéficiaires des services des écosystèmes. Les principaux bénéficiaires sont :

- Les prestataires d'activités marines et/ou sous-marines de loisir dont l'activité dépend directement de la qualité de l'habitat et de la biodiversité des récifs (plus de 700 entreprises, 2 500 emplois directs, 1 million d'utilisateurs par an et 21 000 emplois indirects),
- Le secteur hôtelier, de restauration et de transport touristique qui offre ses services aux usagers des récifs (plus de 4 000 sociétés, 21 000 emplois déclarés),
- Les entrepreneurs et employés directs et indirects de la pêche (15 000 personnes),
- Les ménages qui tirent de la pêche un complément difficilement remplaçable de revenus ou de protéines (50 000 ménages),
- Les ménages pour qui les poissons du récif représentent une part importante de leur consommation annuelle de poisson frais,
- Les résidences et infrastructures qui bénéficient de la protection créée par les récifs coralliens contre les inondations côtières (80 000 ménages et 2,8 M de m<sup>2</sup> d'infrastructures hôtelières et équipement),
- La communauté mondiale qui bénéficie de la biodiversité liée à la présence des écosystèmes côtiers.

Au total, ce sont environ 5 000 sociétés, 38 000 emplois et l'ensemble de la population qui dépendent à différents degrés des services écosystémiques des récifs coralliens et écosystèmes associés.

### Etudes IFRECOR

FAILLER P, MARECHAL JP, PETRE E, 2011. Détermination de la valeur socio-économique des récifs coralliens, des mangroves et des herbiers de phanérogames de la Martinique. Plan d'action national IFRECOR 2006-2010. 169p.

PASCAL N, 2010. Ecosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie, valeur économique des services écosystémiques - Valeur financière. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, Nouméa. 155p + 12 planches.

PASCAL N, 2012. Analyse des bénéfices économiques de la Réserve Naturelle de Saint Martin. IFRECOR Guadeloupe (MEEDTL-MOM) APNSP/MOM 2010, Novembre 2011. 139p.

PASCAL N, LEPORT G, ALLENBACH M, 2013. Ecosystèmes coralliens de Mayotte, valeur économique des services écosystémiques - Valeur financière. IFRECOR. 112p.

PASCAL N, LEPORT G, ALLENBACH M, 2014a. Ecosystèmes coralliens de Guadeloupe, valeur économique des services écosystémiques - Valeur financière. IFRECOR. 160p.

PASCAL N, LEPORT G, ALLENBACH M, 2014b. Ecosystèmes coralliens de La Réunion, valeur économique des services écosystémiques - Valeur financière. IFRECOR. 180p.

PASCAL N, LEPORT G, ALLENBACH M, 2015. Ecosystèmes coralliens de Polynésie Française, valeur économique des services écosystémiques - Valeur financière. IFRECOR. 202p.

PASCAL N, MARRE JB, 2012. Ecosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie, valeur économique des services écosystémiques - Valeurs de non-usage. IFRECOR Nouvelle-Calédonie. 105p.

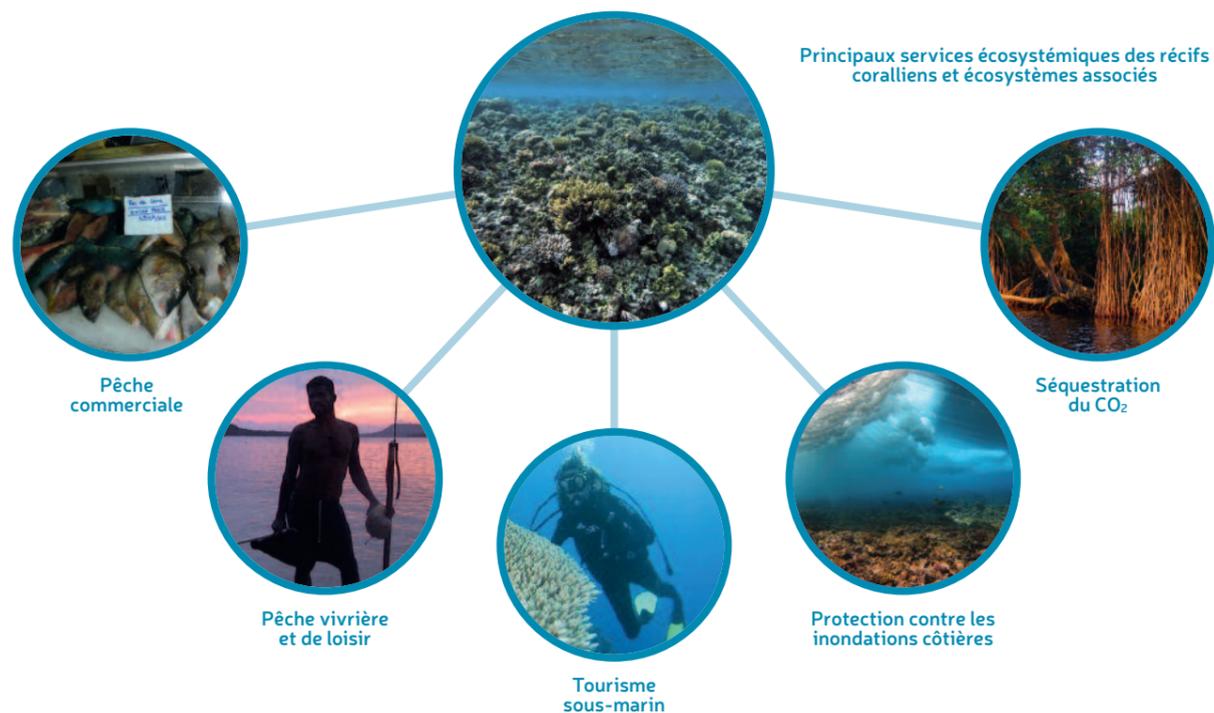


Figure 1 : Principaux services rendus par les RCEA

## Les pressions

Les récifs coralliens doivent faire face à des stress qui affectent leur santé, leur vitalité.

En 2008, le bilan établi (Gardes et Salvat 2008) montrait que, si l'état des récifs a été globalement stable sur la décennie précédente, sa structure et le fonctionnement des communautés coralliennes se sont fortement éloignés des conditions qui prévalaient en 1970, considérées par les scientifiques actuels comme pouvant servir de valeur de référence.

Dans le dernier bilan mondial (Wilkinson 2008), on estimait que 20% des récifs étaient irrémédiablement morts et que 35% étaient menacés à plus ou moins brève échéance. Le danger de voir une extinction des écosystèmes coralliens mobilise depuis la communauté scientifique mondiale afin de rechercher les mesures d'atténuation, de compensation et d'accompagnement pour renverser cette tendance.

En 1999, Gabrie et Salvat estimaient à 5% seulement le pourcentage de récifs dégradés à l'échelle nationale. Qu'en est-il en 2015 ?

Globalement on peut retenir qu'il existe deux grandes catégories de stress pour les récifs coralliens, celles dites « naturelles » et celles d'origines « anthropiques ». Ce sont les dégradations d'origine anthropique qui dominent aujourd'hui largement pour expliquer la baisse de l'état de santé des récifs, souvent localement catastrophique du point de vue des services écologiques et socio-économiques que fournit le récif concerné.

## DE L'USAGE PAR L'HOMME À LA PRESSION.

Les usages résultant des activités humaines sur les littoraux, les bassins versants ou plus directement sur l'océan ont connu de forts développements au cours des dernières décennies, qui bien souvent dépassent la capacité de charge des écosystèmes et donc leur capacité à se régénérer.

Parmi les pressions, on distinguera en premier lieu celles qui sont aiguës, donc ponctuelles mais fortes, de celles qui sont chroniques, donc étalées dans le temps. La pollution chronique, diffuse, conduit lentement mais sûrement à la dégradation des récifs, dont le potentiel bioconstructeur des coraux est amoindri et où par exemple les algues ont tendance à proliférer de manière saisonnière ou permanente.

Les causes humaines ont depuis longtemps été identifiées mais restent difficiles à hiérarchiser du point de vue de leurs impacts et donc des mesures urgentes qu'il conviendrait de prendre pour maintenir le bon fonctionnement de l'écosystème dans le temps et dans l'espace. Les dégradations humaines sont spatialement peu étendues, souvent chroniques alors que celles dues aux phénomènes naturels ont des impacts plus larges mais plus réduits dans le temps.

Face aux pressions anthropiques, ce sont les récifs les plus éloignés des zones urbaines, bénéficiant d'un bon hydrodynamisme, qui sont les plus indemnes de dégradations.

Pour les récifs côtiers, essentiellement frangeants, on peut relier assez clairement l'état de dégradation avec les pressions existantes sur le bassin versant.

Les récifs barrière et les bancs sont eux relativement éloignés des sources de pollution et plus sujets aux risques liés aux phénomènes naturels et climatiques (cyclones, pullulations d'Acanthaster, blanchissements, etc). Leur résilience est cependant plus faible comparée à celles des récifs fran-

geants plus régulièrement affectés.

Les récifs sont également menacés par des dégradations dues aux phénomènes catastrophiques naturels, lesquels ont toujours existé : cyclones, tsunamis, prolifération d'espèces prédatrices du corail, blanchissements suivis de mortalités massives.

Avant 1997, on parlait essentiellement des problèmes posés par les pressions humaines sur les écosystèmes. Après 1998 et la mortalité massive qui est survenue en conséquence d'un épisode massif de blanchissement corallien, un facteur devenu majeur est depuis pris en compte : le climat.

La prospective demeure peu encourageante puisque selon le GCRMN, les blanchissements sévères pourraient survenir annuellement à partir de 2100, ce qui est incompatible avec une possible résilience des récifs.

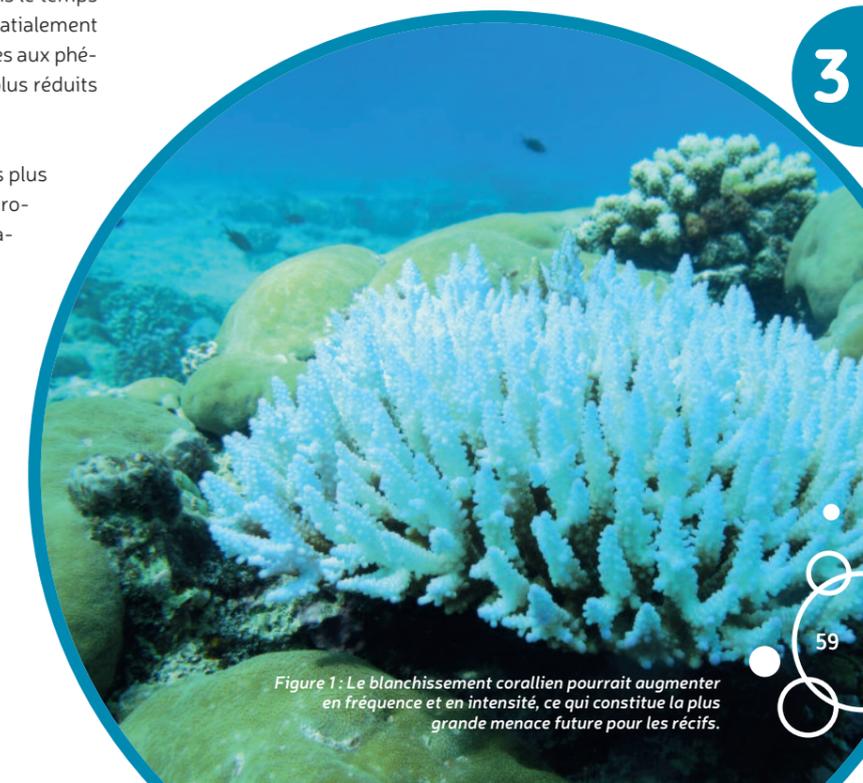


Figure 1 : Le blanchissement corallien pourrait augmenter en fréquence et en intensité, ce qui constitue la plus grande menace future pour les récifs.



Figure 2 : Prolifération des cyanobactéries benthiques.

## LE BLANCHISSEMENT CORALLIEN

Ce phénomène a été connu du grand public suite au fort épisode El Nino de 1997-1998 qui a touché l'ensemble des récifs de la planète avec des effets dévastateurs dans certains territoires comme Mayotte. L'actuel El Nino 2015-2016 s'annonce comme une période à fort risque, la quatrième parmi les plus intenses depuis 1950 (1972-1973, 1982-1983 et 1997-1998).

Il survient lorsque la température de l'eau s'élève trop longtemps au delà des exigences écologiques que requiert l'association corail-zooxanthelle. Alors, les coraux expulsent les algues symbiotiques qui leur sont indispensables pour assurer la nutrition et la fabrication du carbonate de calcium. Ils blanchissent et si cette situation perdure, finissent par mourir. Lorsqu'ils récupèrent de ce stress, des effets notables sont observés tels que baisse de la croissance et de la fertilité.

L'intensité et la fréquence des blanchissements, suivis ou non de mortalité corallienne, ont augmenté au cours des dernières décennies. Ainsi, suite à l'événement majeur de 1998, 16 à 20 % des récifs mondiaux ont été détruits, majoritairement dans l'océan Indien et le Pacifique.

En 2005, ce sont les îles des Caraïbes qui sont touchées par un événement climatique régional. 50 à 95 % des coraux sont touchés par un blanchissement, et une prévalence forte des maladies est notée ensuite.

A condition que leur fréquence ne soit pas trop rapprochée, les récifs se rétablissent plus ou moins rapidement sans que l'on puisse affirmer que la biodiversité soit aussi élevée qu'auparavant.

Or, la température des océans devrait augmenter d'au moins 2°C en raison du changement climatique.

Les activités humaines auxquelles s'ajoute le réchauffement climatique ont fortement modifié la capacité de résistance et de résilience des coraux.

De fait, le phénomène El Nino, qui revient tous les trois à sept ans, tire les températures vers le haut, en plus de la tendance lourde du réchauffement climatique.

## L'ACIDIFICATION DE L'OcéAN

Avec l'augmentation de la teneur en CO<sub>2</sub> atmosphérique, les scientifiques s'inquiètent de l'altération possible et croissante des processus de calcification de tous les animaux qui soutiennent l'écosystème récifal.

L'impact de la réduction du pH sur les coraux bioconstructeurs apparaît désormais assez clairement pour les scientifiques (bien que certaines espèces, certaines formes soient plus résistantes à ce type de stress). Il semble aussi que d'autres organismes comme les mollusques et les éponges soient aussi directement concernés (leurs larves sont entraînées vers le fond par le poids de leurs spicules)

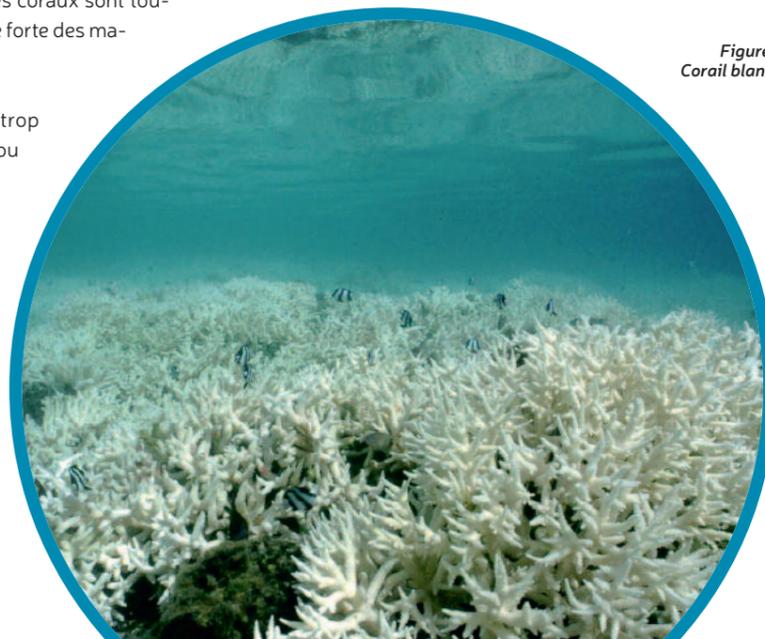


Figure 3 : Corail blanchi.

## LES ESPÈCES ENVAHISSANTES

Les milieux aquatiques marins sont vulnérables aux espèces envahissantes qui menacent les espèces indigènes et donc l'ensemble de la communauté. Le taux de bio-invasion continue de croître, accéléré par les transports maritimes (eaux de ballast), le développement de l'aquariophilie ou encore le réchauffement climatique. Plusieurs milliers d'espèces sont quotidiennement transportées par les eaux de ballast mais cela reste peu étudié pour les espèces récifales.

Voici par exemple sur trois espèces reconnues comme invasives : l'étoile de mer *Acanthaster*, le poisson-lion *Pterois* et l'algue rouge *Asparagopsis*.

L'étoile de mer épineuse *Acanthaster planci* est largement distribuée dans l'Indo-Pacifique et reconnue comme une cause de perte massive de surfaces coralliennes, les individus adultes consommant les polypes coralliens (un seul individu peut consommer 6 mètres carrés de récif par an). Des pullulations massives ont été signalées et étudiées en Polynésie française ou encore à Mayotte. Si les causes anthropiques sont régulièrement citées comme responsables de leur invasion du fait d'apports excessifs de nutriments ou de surpêche, des exemples récents comme ceux constatés dans l'archipel éloigné et protégé des Chagos (océan Indien) montrent que ces phénomènes surviennent aussi dans des zones non affectées par les activités humaines. Les moyens de lutte sont classiquement ceux mis en œuvre par les acteurs locaux, notamment le ramassage des individus et leur destruction à terre, ou l'injection d'un produit létal. A noter qu'une autre espèce cette fois de mollusque (*Drupella sp.*) peut également proliférer et détruire de larges surfaces de récif.



Figure 4 : L'étoile de mer épineuse *A. planci* est corallivore et peut lorsqu'elle prolifère détruire de grandes superficies de récif.



De manière opérationnelle, l'éradication des espèces, une fois installées dans le milieu d'accueil, se révèle souvent infructueuse et particulièrement coûteuse.

Figure 5 : L'algue rouge *Asparagopsis* est susceptible d'affecter la vitalité récifale lorsqu'elle est abondante.

L'algue rouge *Asparagopsis* a été récemment reconnue comme à risque pour la biodiversité marine, qu'il s'agisse des écosystèmes tempérés (*A. armata*) ou tropicaux (*A. taxiformis*). D'autres espèces comme les caulerpes ou encore les sargasses posent par leur prolifération excessive et l'absence de contrôle de réels soucis de gestion et peuvent menacer la biodiversité.

Le poisson-lion *Pterois* fait depuis de nombreuses années maintenant la Une de la presse car après son introduction accidentelle en Floride, il a au fil des années envahi l'ensemble de la zone Caraïbes et menace fortement la biodiversité, n'ayant pas de prédateur endémique et disposant d'une stratégie de reproduction particulièrement prolifique.



Figure 6 : Le poisson-lion *Pterois*.

## DES CORAUX ET DES ALGUES : POUR UN BON ÉQUILIBRE, UNE BONNE COHABITATION.

Les algues calcaires sont nécessaires à la constitution d'un socle solide, d'un substrat dur sur lequel les organismes bioconstructeurs vont pouvoir se développer et croître au fil des années. L'abondance d'algues vertes et de cyanobactéries par exemple constitue une menace réelle puisque la place disponible pour les coraux s'avère très réduite. Ce phénomène est accentué par la diminution des poissons herbivores comme les poissons perroquets.



Figure 7 :  
Colonie de Porites  
en partie détruite par  
la maladie de la bande rose.

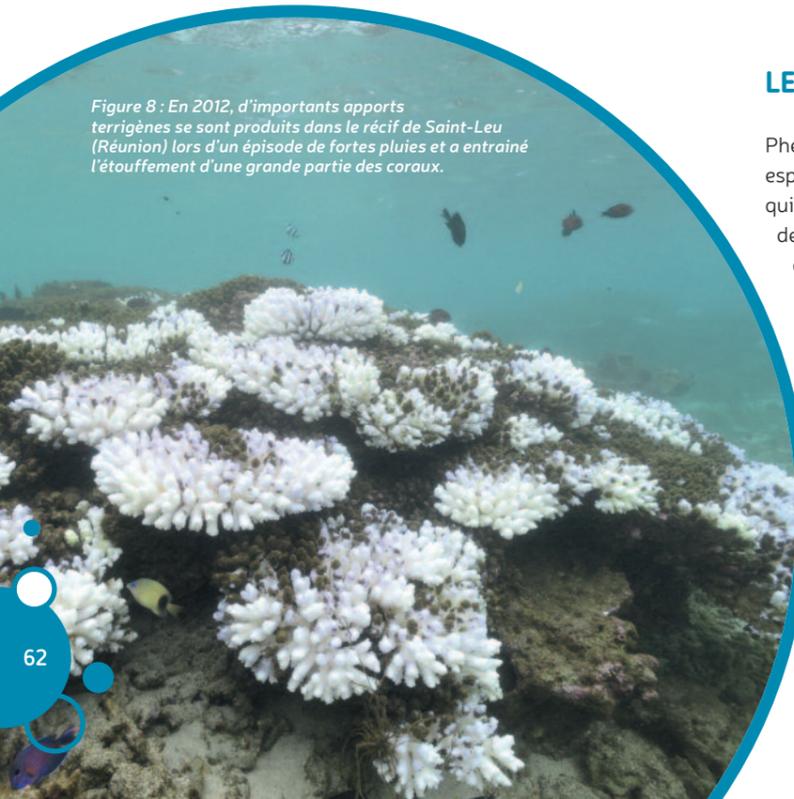


Figure 8 : En 2012, d'importants apports  
terrigènes se sont produits dans le récif de Saint-Leu  
(Réunion) lors d'un épisode de fortes pluies et a entraîné  
l'étouffement d'une grande partie des coraux.

## LES MALADIES RÉCIFALES

Le constat d'une diminution globale de la vitalité de l'écosystème récifal s'accompagne de celui d'une augmentation des maladies qui affectent les coraux constructeurs mais aussi d'autres groupes comme les éponges, les algues, les phanérogame. Historiquement, c'est la maladie dite de la bande blanche qui a dans les années 80 servi d'alerte pour les Caraïbes, conduisant à la disparition quasi totale des coraux branchus. Ces maladies peuvent donc décimer de larges régions et sont actuellement en pleine expansion dans l'Indo-Pacifique, comme en témoignent les travaux de recherche menés dans l'océan Indien ou en Nouvelle-Calédonie.

## LES CYCLONES

Phénomènes météorologiques intenses qui touchent à la fois les espaces terrestres et marins, ils sont une des menaces constantes qui affectent régulièrement en zone intertropicale l'état de santé des récifs. Avec le changement climatique, les prévisions sont que la fréquence des cyclones plus violents, donc plus dévastateurs, devrait augmenter.

L'impact de l'énergie des vagues peut se faire sentir jusqu'à 20 voire 30 m de profondeur, conduisant à des destructions physiques des colonies. La conséquence est une rapide perte de relief du récif, et donc des habitats de la faune marine. S'ajoutent parfois à ce stress majeur des apports sédimentaires importants, si le cyclone est accompagné de fortes pluies qui ont raviné les bassins versants et apporté au milieu récepteur d'importantes quantités de matériel terrigène qui va réduire l'éclaircissement et sédimenter sur les colonies survivantes. Il faudra alors une décennie pour retrouver le paysage originel, si un autre cyclone ne survient pas entre temps.



Figure 9 :  
Surfréquentation  
des plages dans l'ouest  
de la Réunion.

## LES ACTIVITÉS HUMAINES, TOURISTIQUES ET RÉCRÉATIVES

Si le lessivage des terres sous l'effet des cyclones ou des fortes pluies est reconnu comme dévastateur pour les récifs situés dans le milieu récepteur, et que cela est imputable à la fois à des pratiques agricoles non adaptées mais aussi à une urbanisation excessive des bassins versants, il existe un cocktail néfaste pour la santé des récifs qui résulte de la pratique d'activités humaines en milieu littoral et marin.

Ainsi, il est clairement établi que les stations d'épuration, si leur conditionnement n'est pas adapté au milieu récepteur, apportent d'importantes quantités de nutriments (azote, phosphore) qui profitent aux algues compétitrices des coraux.

Plus récemment, l'incidence néfaste des crèmes solaires, contenant des perturbateurs endocriniens, a été mise en évidence et pourrait initier l'apparition accrue de maladies coralliennes, ce dans les zones à haute fréquentation touristique, les îles éloignées comme les atolls étant non concernés.

Le tourisme, lorsqu'il n'est pas maîtrisé, entraîne des perturbations diverses telles que destructions d'habitats par les mouillages, pollutions issues des complexes hôteliers ou surfréquentation de certains sites de plongée sous-marine. Autant de causes qui s'ajoutent les unes aux autres et qui prises toutes ensemble constituent alors un état permanent de pression sur le récif.

## PESTICIDES, UNE MENACE « SILENCIEUSE » POUR LES RÉCIFS ?

Parmi les nombreux contaminants chimiques, d'origine majoritairement terrestre, qui parviennent au milieu marin récepteur (pesticides, médicaments, métaux lourds, antialgues, radio-isotopes, etc ...), les pesticides occupent une place particulièrement préoccupante pour la santé des récifs coralliens. Au point qu'un groupe de travail spécifique lui a été dédié au sein du plan d'action de l'IFRECOR (2006-2012), sous la houlette du Professeur F Ramade.

On entend par pesticides les substances chimiques utilisées pour lutter contre des organismes considérés comme nuisibles (insecticides, herbicides, fongicides, parasitocides). D'origine essentiellement continentale et apportés au milieu marin récepteur soit par des vecteurs directs comme les rivières, soit par les nappes phréatiques, il s'agit généralement de pollutions chroniques qui peuvent avoir des conséquences néfastes pour la santé des écosystèmes coralliens. Les activités off shore comme l'extraction pétrolière, la navigation maritime ou les peintures antifouling constituent également des sources non négligeables de pollution chimique.

Les organismes principalement impactés sont les coraux bioconstructeurs et leurs algues photosynthétiques (les zooxanthelles), mais également les écosystèmes associés que sont les herbiers de phanérogames et les mangroves.

En réalité, la présence de pesticides, même à l'état de traces (de l'ordre du microgramme par litre), entraîne un ensemble d'effets synergiques néfastes pour les organismes animaux et végétaux qui peuplent le récif.

Les herbicides comme le diuron ou les triazines sont ainsi susceptibles d'inhiber la photosynthèse. D'origine tellurique puisque liée aux pratiques agricoles, leur impact sur les herbiers de pha-



Figure 10 :  
Bananeraie en Martinique.

nérogames reste mal évalué. Ils constituent pourtant des polluants particulièrement redoutables pour les récifs notamment pour les symbiontes des sclérotactinaires (Ramade et Roche 2006).

Les polluants organiques persistants (les POP) ont été mis en évidence dans toutes les régions coralliennes du monde, même éloignées des zones à forte densité humaine, ce qui témoigne d'une distribution désormais mondiale par le jeu des courants océaniques.

Les études écotoxicologiques demeurent peu nombreuses au regard des menaces que font peser les pesticides sur la santé des récifs, voire des consommateurs de produits de la pêche issus du milieu récifal.

Parmi celles menées en eaux françaises, on peut notamment citer :

- Le projet ERICOR (Evaluation du Risque Pesticides pour les récifs CORalliens) suite à l'épisode majeur de chikungunya survenu à la Réunion en 2005-2006. Un bioessai « corail » a été mis au point par l'ARVAM en sus d'une étude écotoxicologique sur plusieurs matrices animales du récif (Turquet et al. 2009).
- Aux Antilles, c'est le chlordécone (ou képone), un pesticide organochloré perturbateur endocrinien, qui pose le plus de problèmes (Bouchon et Lemoine 2003). Interdit depuis 1993 aux Antilles Françaises, sa demi-vie de 7 siècles fait qu'il est toujours présent dans les chaînes alimentaires marines.
- En Polynésie, une étude réalisée en 2011 confirme que 100 % des organismes testés (végétaux et animaux) contenaient des traces de pesticides, dont des organochlorés tels que le lindane (2/3 des organismes touchés ou encore 100 % pour le chlordécone)

D'un point de vue méthodologique, les études demeurent majoritairement orientées sur la quantification des POP dans les matrices biologiques animales et végétales (algues, poissons, oursins, modioles, etc), mais la mise au point



Figure 11 :  
Récupération de capteurs  
passifs (POCIS).

de capteurs passifs, qui sont des matrices capables d'adsorber tel ou tel type de molécules (donc de polluants) permet aujourd'hui d'envisager une surveillance régulière de la qualité des eaux en s'affranchissant des effets perturbants propres aux matrices biologiques.

### Références bibliographiques

BOUCHON C, LEMOINE S, 2003. Niveau de contamination par les pesticides des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. Rapport UAG. 30p.

GABRIE C, SALVAT B, 1999. Les récifs coralliens des DOM-TOM. Le courrier de la nature 181 (novembre-décembre 1999).

GARDES L, SALVAT B, 2008. Récifs coralliens de l'Outremer français – Suivi et état des lieux. Rev. Ecol. (Terre Vie) 63.

RAMADE F, ROCHE H, 2006. Effets des polluants sur les écosystèmes récifaux. Revue d'Ecologie 61(1) : 3-33.

TURQUET J, TONA F, CAMBERT H, QUINIOU F, DAVY R, STACHOWSKI-HABERKORN S, DELESMONT R, DELESMONT E, LIMON G, DURAND G, 2009. Programme Liteau – Evaluation du risque pesticides pour les récifs coralliens de La Réunion (ERICOR).

SALVAT B, ROCHE H, BERNY P, RAMADE F, 2012. Recherches sur la contamination par les pesticides d'organismes marins des réseaux trophiques récifaux de Polynésie française. Rev. D'Ecol. (Terre et Vie) 67 : 129-147.

SALVAT B, ROCHE H, RAMADE F, 2015. On the occurrence of a widespread contamination by herbicides of coral reef biota in French Polynesia. Env. Sci. Poll. Res. 10.1007/s11356-015-4395-9.

WILKINSON C, 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre. Townsville, Australia. 296p.



# Situation par territoire

|                             |     |
|-----------------------------|-----|
| • Guadeloupe .....          | 66  |
| • Martinique .....          | 78  |
| • Iles du Nord .....        | 90  |
| • Mayotte .....             | 100 |
| • Iles Eparses .....        | 110 |
| • Réunion .....             | 120 |
| • Nouvelle-Calédonie .....  | 128 |
| • Polynésie française ..... | 138 |
| • Wallis et Futuna .....    | 150 |
| • Clipperton .....          | 158 |



# Guadeloupe

**AUTEURS :**  
 Claude BOUCHON, Christelle BATAILLER, Yolande BOUCHON-NAVARO, Remi GARNIER, Franck MAZEAS, Pedro PORTILLO, Fanny KERNINON, Marie WINDSTEIN

## TABLE DES MATIÈRES

|  |    |
|--|----|
| <b>Introduction</b>  | 00 |
| <b>Les réseaux de suivi des récifs coralliens</b>  | 00 |
| • Le réseau de suivi GCRMN   | 00 |
| • Le suivi Reef Check en Guadeloupe : les sciences participatives au service de la gestion des récifs coralliens | 00 |
| • Le Réseau de suivi des AMP de Guadeloupe   | 00 |
| • Le suivi de la qualité des masses d'eau littorales de Guadeloupe au titre de la DCE                            | 00 |
| <b>Évolution de l'état de santé des récifs</b>   | 00 |
| • Résultats du suivi GCRMN   | 00 |
| • Résultats du suivi Reef Check  | 00 |
| • Résultat du suivi AMP  | 00 |
| • Résultats du suivi DCE   | 00 |
| <b>Conclusion</b>  | 00 |
| <b>Références bibliographiques</b>   | 00 |

## INTRODUCTION

Séparant la mer Caraïbe de l'océan Atlantique, le long archipel des Antilles comporte deux groupes d'îles : les Grandes Antilles au nord (Cuba, Hispaniola et Puerto Rico) et à l'est, les Petites Antilles. L'arc insulaire des Petites Antilles se compose de deux chaînes d'îles volcaniques d'âges géologiques différents, qui divergent à partir de la Guadeloupe. Située approximativement au milieu de l'arc Antillais par 16°30' N et 61°30' S, la Guadeloupe est la plus grande des îles des Petites Antilles (1 780 km<sup>2</sup>). Elle est constituée par deux îles, la Basse-Terre, volcanique (1 467 m d'altitude) et la Grande-Terre, plateforme récifale émergée, séparées par un étroit chenal : la Rivière Salée (Figure 1). Un certain nombre d'îles sont associées à la Guadeloupe. Il s'agit au sud, de l'archipel des Saintes, d'origine volcanique, des îles de Marie-Galante et Petite-Terre, qui appartiennent à la plateforme calcaire de la Grande-Terre, et de la Désirade, de nature à la fois volcanique et calcaire. La Guadeloupe possède un plateau insulaire relativement développé à l'est de la Grande-Terre et très étroit sur la côte ouest de la Basse-Terre. Sa limite inférieure suit approximativement l'isobathe des 100 m.

La Guadeloupe est un Département français d'Outre-mer (DOM). Dans l'activité économique, le secteur tertiaire pèse un poids important avec 92 % des effectifs de salariés. L'essentiel de la production économique est fournie par l'agriculture (50 000 ha cultivés) consacrée aux cultures d'exportation (banane et canne à sucre) et aux cultures maraîchères. Le tourisme est une activité économique importante, avec 480 000 visiteurs en 2013, en grande partie tourné vers la mer. La plongée sous-marine est assurée par une quarantaine de centres de plongée. La pêche, essentiellement artisanale, représente un secteur d'activité notable en Guadeloupe, à la Désirade et aux Saintes (INSEE 2005). Le nombre de pêcheurs inscrits maritimes est d'environ un millier, essentiellement sur le secteur de la petite pêche. En 2012, le nombre d'embarcations armées était de 750 (petite pêche, à partir de canots de type « saintois » de 6 à 8 m non pontés) et de 10 navires pontés pour la pêche côtière. À ce chiffre s'ajoute une population de pêcheurs « non-enrôlés », estimée à un millier (Guyader et al. 2013). Annuellement, environ 9 400 tonnes de poissons frais et

650 tonnes de crustacés ou coquillages sont capturés. La petite pêche benthique, pour l'essentiel récifale, représente 5 200 tonnes. Les ressources côtières, essentiellement d'origine récifale, sont aujourd'hui surexploitées. Depuis quelques années, un effort important a été développé pour redéployer la pêche sur les ressources pélagiques, notamment par l'usage de DCP fixes (Dispositifs de Concentration de Poissons). Près de 200 de ces engins sont disposés autour de la Guadeloupe. Des importations répondent à plus de 40 % de la demande totale en produits de la mer, qui est estimée à 15 800 tonnes.

La côte ouest de la Basse-Terre est caractérisée par l'absence de récifs coralliens stricto sensu, mais les fonds rocheux y sont occupés par des communautés coralliennes non bioconstructrices riches et diversifiées, particulièrement autour des promontoires rocheux et des îlets Pigeons.

La côte est de la Basse-Terre supporte des récifs coralliens de type frangeants très développés entre les villes de Capesterre Belle-Eau et Pointe-à-Pitre, dans la baie du Petit Cul-de-Sac Marin. Dans cette baie, il existe un petit récif plateforme : la Caye à Dupont. La côte sud de la Grande-Terre est bordée par une ceinture discontinue de récifs frangeants peu développés, de Pointe-à-Pitre à la pointe des Châteaux. Sa côte nord, essentiellement constituée de falaises, possède quelques récifs frangeants qui ferment les rares baies qui échancrent cette côte. Enfin, la baie du Grand Cul-de-Sac Marin (GCSM), au nord, est fermée par une barrière récifale de 29 km de long qui délimite un lagon de 15 000 ha. Il s'agit de la plus grande formation récifale des Petites-Antilles. Le total des formations récifales de Guadeloupe est estimé à 158 km<sup>2</sup> (Andréfouet et al. 2008).

Les côtes basses et sédimentaires, protégées de la houle par les récifs coralliens, abritent des mangroves particulièrement développées dans les baies du Grand et Petit Cul-de-Sac Marin (3 000 ha).

En mer ouverte, les fonds sédimentaires du plateau continental supportent des herbiers de Magniophytes marins à *Syringodium filiforme*, bien développés entre la surface et 20 à 30 m. Dans les baies abritées, les *Syringodium* font place à l'espèce *Thalassia testudinum*, dont les vastes herbiers jouent un rôle

écosystémique considérable en tant que « nourriceries » des jeunes poissons et invertébrés (Hily et al. 2010). Quatre autres espèces de Magniophytes (*Halodule wrightii*, *H. beaudettei*, *Halophila baillonis* et *H. decipiens*) constituent des herbiers d'importance mineure, à l'exception de *Halophila Stipulacea* qui est une espèce invasive d'introduction récente (voir encadré). Avant l'arrivée de cette espèce, les herbiers couvraient environ 100 ha en Guadeloupe (Chauvaud 1997).

La faune corallienne de Guadeloupe est riche d'une cinquantaine d'espèces (Bouchon et Laborel 1990). Un inventaire des coraux, effectué en 2015 des Grenadines à Saint-Martin (mission « Pacotilles »), a montré que la faune corallienne de Guadeloupe était une des plus riches des Petites Antilles (C Bouchon, comm. pers.). Au total, près de 450 espèces de poissons ont été recensées sur les côtes de la Guadeloupe (Bouchon-Navarro 1997 ; Bouchon-Navarro et al. 1997) : environ 220 sur les récifs, une centaine d'espèces dans les herbiers (Bouchon-Navarro et al. 2004, Kopp et al. 2010) et près de 90 dans les mangroves (Louis et al. 1995 ; Vaslet et al. 2010).

## LES RÉSEAUX DE SUIVI DES RÉCIFS CORALLIENS

Quatre réseaux de suivi s'appuyant sur des stations implantées dans les zones coralliennes sont en place dans l'archipel de Guadeloupe (Figure 1) : le **réseau GCRMN** (niveau expert ; Université des Antilles) qui compte cinq stations en Guadeloupe, le **réseau des réserves** (niveau intermédiaire ; DEAL, Parc National, réserves naturelles de Saint-Martin, Petite-Terre et Saint-Barthélemy, PARETO) qui regroupe 14 stations, le **réseau Reef Check** (sciences participatives ; Reef Check France, DEAL) qui compte 7 stations, et le **réseau Directive Cadre sur l'Eau** (niveau intermédiaire ; ODE, PARETO) qui s'appuie sur 30 stations. Soit un total de 58 stations de suivi de l'état des masses d'eau de l'archipel.

### Le réseau de suivi GCRMN

Cinq sites de suivi à long terme de l'évolution des communautés marines récifales ont été mis en place en Guadeloupe par l'équipe Borea-Dynecar de l'Université des Antilles en collaboration avec le Parc

National de la Guadeloupe. Quatre d'entre eux sont situés sur des fonds de 10 à 15 m (îlet Pigeon, pente externe de la barrière du Grand Cul-de-Sac Marin, Passe-à-Colas dans la barrière du Grand Cul-de-Sac Marin et Port-Louis) et une, à 2 m, sur le platier de la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin (Tableau 1). Les sites îlets Pigeon et barrière récifale du GCSM sont situés dans le cœur du Parc National de la Guadeloupe. Chacun de ces sites ont été équipés de transects permanents matérialisés par des filins fixés au fond.

**L'étude des communautés benthiques** est effectuée le long de 6 transects linéaires de 10 m sur chaque station (Bouchon et al. 2008). Les organismes pris en compte sont les coraux, le recrutement en jeunes coraux, le taux de recouvrement du substrat par les Algues et les autres invertébrés sessiles (Spongiaires, Actiniaires, Zoanthaires, Tuniciers...).

**Les poissons** sont identifiés et dénombrés à l'intérieur de cinq "bandes-transects" de 30 m de long sur 2 m de large par 5 m de hauteur au dessus du fond, le long de deux transects fixes de 150 m. Au total, 10 relevés (de 30 m x 2 m) sont réalisés par station (Bouchon et al. 2008). À partir de ces données quantitatives, il est possible d'estimer les abondances de poissons, en nombre d'individus et en biomasse, rapportées à une unité de surface de récif. Les poissons récifaux sont répartis en six catégories trophiques (Bouchon-Navaro et al. 1992). L'évolution de celles-ci a également été suivie sur la période d'étude.

#### Le suivi Reef Check en Guadeloupe : les sciences participatives au service de la gestion des récifs coralliens

Dans le cadre de l'IFRECOR et sur proposition du bureau d'étude Pareto, le programme Reef Check (créé en Californie en 1996). Il a vu le jour en Guadeloupe en 2007 avec la première station sur la commune de Port Louis, avec l'aide d'une petite équipe de formateurs et d'écovolontaires. L'objectif était de compléter le réseau existant suivi par des experts, avec un plus grand nombre de stations, une meilleure couverture spatiale et des données validées scientifiquement. Huit années plus tard, 7 stations sont suivies et 70 volontaires ont été formés. Le choix des stations de suivi a été guidé avec l'ambition d'une part de disposer d'une couverture spatiale optimale, et d'autre part de s'appuyer sur des acteurs lo-

caux clés qui fréquentent ou gèrent les récifs de la Guadeloupe : réserves naturelles, clubs de plongée, associations environnementales ou de surf.

Les stations ont également été définies afin de représenter la variabilité des faciès sous-marins présents en Guadeloupe, avec une couverture géographique homogène. De ce fait, seule l'analyse évolutive sur chaque station est intéressante et en aucun cas la comparaison inter-station.

La fréquence de suivi est annuelle. Chaque campagne, qui porte le nom de « Route du Corail® », s'articule autour d'une formation théorique des volontaires (supports interactifs, relevés en plongée ou en apnée sous encadrement scientifique). Trois compartiments du milieu sont suivis : le substrat, les poissons et les

invertébrés. D'autres informations relatives aux conditions générales du milieu sont également relevées : les maladies coralliennes, le blanchissement et l'observation éventuelle d'espèces rares, emblématiques ou invasives (comme le poisson lion).

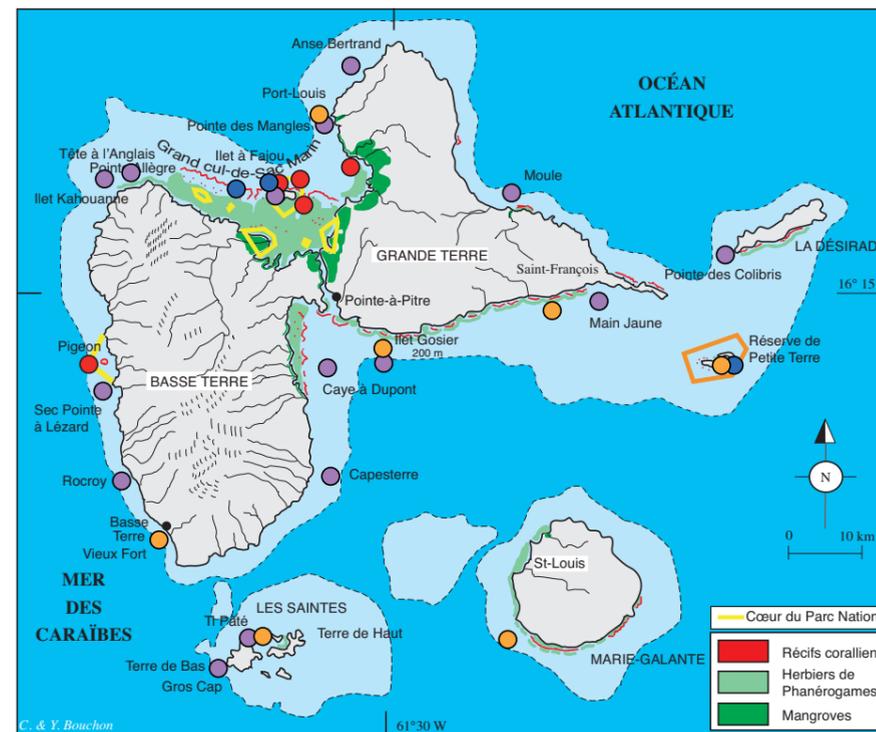
Les coraux et le substrat sont échantillonnés selon la méthode du « Point intercept transect » (PIT). Les poissons et les invertébrés (hors corail) sont échantillonnés par comptages visuels (taxonomie, nombre et estimation de la taille) dans des transects-couloirs de 20 m de long sur 5 m de large. 4 transects espacés de 5 m sont réalisés sur chaque station.

#### Le Réseau de suivi des AMP de Guadeloupe

La DEAL a initié en 2007 un réseau de suivi commun aux Réserves Naturelles Marines de Guadeloupe et des Iles du Nord. L'objectif de ce réseau est la mise en œuvre par les gestionnaires d'un protocole

| Sites          | Passe à Colas          | Îlets Pigeon                                   | Barrière GCSM          | Port Louis             | Barrière GCSM   |
|----------------|------------------------|--|------------------------|------------------------|-----------------|
| Géomorphologie | Pente externe récifale | Communautés coralliennes non bioconstructrices | Pente externe récifale | Pente externe récifale | Platier récifal |
| Latitude       | 16°21,576' N           | 16°10,006' N                                   | 16°21,648' N           | 16°23,881' N           | 16°21,422' N    |
| Longitude      | 61°34,415' W           | 61°47,482' W                                   | 61°34,791' W           | 61°31,998' W           | 61°35,047' W    |
| 2002           | avril, novembre        | décembre                                       | -                      | -                      | -               |
| 2003           | avril, octobre         | janvier, août, octobre                         | juillet-août           | septembre              | -               |
| 2004           | mars, octobre          | février, novembre                              | mars, septembre        | février, décembre      | février         |
| 2005           | avril, novembre        | mars, décembre                                 | avril-mai, décembre    | juillet et décembre    | mars            |
| 2006           | avril, novembre        | avril, décembre                                | mai, décembre          | mai, décembre          | avril           |
| 2007           | août                   | juin, août                                     | juin-juillet           | août                   | janvier         |
| 2008           | décembre               | octobre, décembre                              | août, décembre         | décembre               | août            |
| 2009           | décembre               | décembre                                       | décembre               | décembre               | décembre        |
| 2010           | juin                   | juillet  | juin                   | juin-juillet           | juillet         |
| 2011           | juillet                | juin   | août                   | juillet                | septembre       |
| 2012           | juillet                | juin-juillet                                   | juillet                | juillet                | juin            |
| 2013           | décembre               | novembre                                       | septembre              | septembre              | décembre        |
| 2014           | juillet                | juin-juillet                                   | juin                   | juillet                | juin            |

Tableau 1 : Suivi des stations du réseau GCRMN en Guadeloupe.



Stations et réseau de suivi des communautés coralliennes :

- Réseau GCRMN
- Réseau Reef Check
- Réseau AMP
- Réseau DCE

Figure 1 : L'archipel de la Guadeloupe : principales écosystèmes et localisation des stations des réseaux GCRMN, Reef Check, AMP et DCE

| Commune       | Station            | Coordonnées    | Faciès                             | Exposition | Profondeur | Historique du suivi |
|---------------|--------------------|----------------|------------------------------------|------------|------------|---------------------|
| Port Louis    | Pointe des Mangles | 16°25,871' N   | Blocs coralliens non bioconstruits | ++         | 12 m       | 2007-2014           |
|               |                    | 61°32,574' W   |                                    |            |            |                     |
| St-François   | Indiana            | 16°14,393' N   | Terrasse de plateau                | ++         | 10 m       | 2008-2014           |
|               |                    | 61°17,112' W   |                                    |            |            |                     |
| Vieux fort    | Trois pointes      | 15° 57,248' N  | Blocs rocheux volcaniques          | +          | 12 m       | 2010-2014           |
|               |                    | 61° 42,607' W  |                                    |            |            |                     |
| Saintes       | Ilet cabrit        | 15° 52,597' N  | Pente de plateau                   | +          | 12 m       | 2011-2014           |
|               |                    | 61° 36,104' W  |                                    |            |            |                     |
| Marie Galante | Patka              | 15° 52,357' N  | Terrasse de plateau                | ++         | 8 m        | 2011-2014           |
|               |                    | 61° 18,600' W  |                                    |            |            |                     |
| Gosier        | Ilet Gosier        | 16°12,204' N   | Platier corallien                  | +++        | 1 m        | 2012-2014           |
|               |                    | 61°29'21.42" W |                                    |            |            |                     |
| La Désirade   | RN Petite Terre    | 16°10'30.15" N | Platier corallien                  | +++        | 2 m        | 2012-2014           |
|               |                    | 61° 6'19.63" W |                                    |            |            |                     |

Tableau 2 : Coordonnées, caractéristiques et historique de suivi des 7 stations du réseau de suivi Reef Check en Guadeloupe.

standardisé annuel d'évaluation de l'état de santé des communautés coralliennes (benthos et ichtyofaune) et des herbiers (phanérogames et macrofaune associée). Ce réseau régional a également pour but d'organiser la mutualisation des moyens humains en mer (plongeurs professionnels) au travers de compagnonnages permettant aux gestionnaires d'échanger sur des problématiques communes. Il inclut au démarrage les Réserves Naturelles de Saint-Martin, Saint-Barthélemy, Petite Terre et du Grand Cul-de-Sac Marin (aujourd'hui Parc National de Guadeloupe). Depuis, des stations de suivi supplémentaires ont été implantées.

Le suivi a lieu à une fréquence annuelle depuis 2007 sur les stations de Petite Terre. Depuis 2011, le suivi des stations du Parc National est réalisé en régie par les agents du Parc et les données sont a priori en attente de traitement.

Les paramètres suivis pour évaluer l'état des communautés benthiques sont : l'évolution de la structure du peuplement benthique, la couverture en macroalgues et du blanchissement corallien, selon la méthode du PIT, avec un relevé tous les 20 cm le long d'un transect de 60 m. L'étude de la couverture algale est complétée par un relevé sur quadrat (25x25 cm tous les mètres le long du transect). Le recrutement corallien est estimé dans un couloir de 0,5 m et la densité en oursins diadème est relevée sur un couloir de 1 m le long du transect.

Le suivi est complété par l'étude des peuplements de poissons (diversité, abondance, densité, etc.) et de la macrofaune au sein des herbiers (lambis, etc.).

|               | Type de suivi    | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|---------------|------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Passe         | Benthos, Ichtyo  | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    |
| Terre de Haut | Herbiers, Lambis | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    |
| Fajou         | Benthos, Ichtyo  | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    |
| Caret NO      | Benthos, Ichtyo  |      |      |      | *    | *    | *    | *    | *    |
| Passe à Colas | Herbiers, Lambis | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    |
| Sud Caret     | Herbiers, Lambis |      |      |      | *    | *    | *    | *    | *    |

Tableau 3 : Historique du réseau de suivi des AMP en Guadeloupe (I : ajout du suivi de l'ichtyofaune, hachuré : données non traitées).

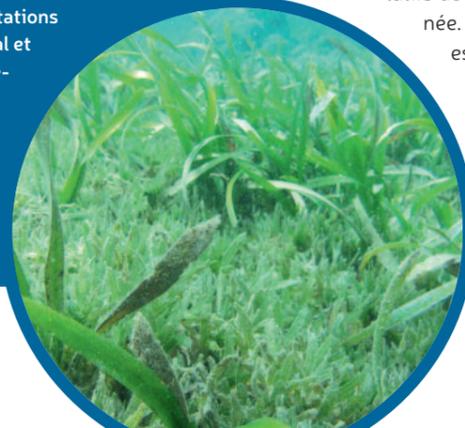
## LES HERBIERS DE LA GUADELOUPE

La présence de cinq espèces de phanérogames est en partie confirmée pour la Guadeloupe. Il s'agit de *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, *Halophila stipulacea*. L'état des connaissances disponibles dans la bibliographie ne permet pas aujourd'hui de confirmer la présence d'*Halophila baillonis* (Le Moal et al. 2015). La synthèse des données cartographiques existantes permet d'estimer la superficie des herbiers de Guadeloupe à 101,93 km<sup>2</sup>, dont une grande partie se situe dans le Grand-Cul-de-sac-marin (Vaslet et al. 2013).

Les herbiers du Grand-Cul-de-Sac-Marin sont suivis depuis 2005 par le Parc national de la Guadeloupe, en collaboration avec l'Université des Antilles et de la Guyane. Depuis 2007, un état des lieux annuel de l'état de santé des herbiers des réserves naturelles de Petite-Terre et du Grand-Cul-de-Sac-Marin (jusqu'en 2011) est également réalisé pour le compte de la DEAL Guadeloupe dans le cadre du réseau des réserves. L'évolution temporelle de ces herbiers est ainsi suivie sur la base de descripteurs tels que la densité des plants, la longueur des feuilles, etc. Les mesures de la densité des plants révèlent notamment une augmentation globale de l'abondance de *Syringodium filiforme* au cours de ces dernières années (Pareto 2014).

Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau en Guadeloupe, 13 stations « herbier » ont été échantillonnées à partir de 2008-2009. Les résultats ne permettent pas encore de pressentir une éventuelle tendance d'évolution de ces herbiers. Les membres du groupe de travail national DCE « herbiers » se sont accordés pour appliquer à la Guadeloupe la typologie des herbiers établie en Martinique pour la tranche bathymétrique de 1 à 5 m (Le Moal et al. 2015).

Dans ce même cadre, une mission de terrain menée par le MNHN, en collaboration avec l'IRD, le bureau d'étude Pareto et l'Université des Antilles et de la Guyane a eu lieu à l'automne 2014 sur 14 stations « benthos récifal » et « herbier » du réseau DCE (Le Moal et Payri, en prep). Cette mission avait pour objectifs de relever les principales communautés algales associées aux récifs et aux herbiers, afin de fournir une base de discussion et d'orienter les travaux du groupe de travail dans le choix éventuel d'indices et d'indicateurs « macroalgues » pour la classification de l'état des masses d'eau.



### Le suivi de la qualité des masses d'eau littorales de Guadeloupe au titre de la DCE

Dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'eau en Guadeloupe (2007), des stations de suivi des masses d'eau littorales ont été sélectionnées au sein des 11 masses d'eau côtières constituant le district de la Guadeloupe et réparties en 6 types de masse d'eau. Ces stations font parties de deux réseaux de suivi :

- le réseau de « référence » comprenant un site de suivi par type de masse d'eau : il s'agit de sites se rapprochant le plus de conditions correspondants à un très bon état écologique. Ces sites ne peuvent toutefois être qualifiés de sites de référence au sens de la DCE, ces derniers étant censés refléter le très bon état et donc être indemnes de tout impact. Il n'existe malheureusement plus de tels sites à l'échelle de la Guadeloupe. Leur suivi permet toutefois d'aider à la définition de conditions de référence.

- le réseau de surveillance comprenant un site de suivi par masse d'eau : ces sites ont été choisis de manière à être représentatifs de la masse d'eau concernée. L'objectif de ce réseau est d'évaluer l'état général des eaux et les tendances d'évolution au niveau de la Guadeloupe.

Le suivi des peuplements des sta-

tions du réseau « référence » a été entamé en 2008 et s'est poursuivi en 2009. Le réseau de stations de surveillance a fait l'objet d'un suivi des peuplements en 2009 et 2011. Le suivi de l'ensemble des 29 stations a été pérennisé en 2014. Le jeu de données concernant les peuplements est donc actuellement constitué de 3 campagnes par station. Parallèlement, le suivi physique et chimique de l'eau (dont le phytoplancton) a été réalisé à une fréquence trimestrielle sur les stations de suivi des peuplements coralliens.

Ces deux réseaux regroupent ainsi 16 stations de suivi des communautés coralliennes, 13 pour les herbiers de phanérogames marines et une station hydrologique au large. Certaines de ces stations sont communes au Réseau de suivi des AMP.

Les protocoles et les paramètres retenus sont globalement les mêmes que ceux suivis dans le cadre du réseau AMP, dans une volonté d'harmonisation des protocoles à l'ensemble des suivis existants (dans la mesure du possible) : structure du peuplement benthique et du substrat, blanchissement, couverture algale, recrutement corallien, densité en oursins diadème. Les peuplements de poissons ne sont pas suivis dans le cadre de la DCE. A noter que de récentes préconisations et spécificités concernant les protocoles de suivi sont en cours d'intégration, afin de répondre aux objectifs fixés par la DCE.

## ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS

### Résultats du suivi GCRMN

Le recouvrement corallien a globalement diminué de façon statistiquement significative sur les sites étudiés. Toutefois, la période considérée (2002 à 2014) est caractérisée par deux phases séparées par un phénomène de blanchissement massif des coraux de la Caraïbe survenu en 2005. La première période s'étend depuis le début des campagnes d'échantillonnage jusqu'à 2005. La deuxième s'étend depuis fin 2006 jusqu'aux derniers échantillonnages. L'année 2006 est une période de transition et de mortalité massive des coraux où la chute du recouvrement corallien a atteint, selon les sites, 41 % à 60 % (Bouchon et al. 2008).

Si l'on regarde plus en détail l'évolution du recouvrement corallien, les tendances varient selon les sites (Figure 2). Sur la Passe-à-Colas et sur la pente externe de la Barrière du GCSM, le recouvrement montre une tendance globale décroissante statistiquement significative. Sur la Passe-à-Colas, il a diminué de 23 % à 16 % de 2002 à 2014. Sur la pente externe de la Barrière du GCSM, il est passé de 33 % à 20 %. En revanche, à Port-Louis, il présente une tendance croissante significative sur la période d'étude, de 19 % à 24 %, tandis qu'aux Îlets Pigeon, la croissance corallienne a simplement compensé les pertes dues au blanchissement de 2005 et le recouvrement a varié entre 23 % et 22 %. La station située sur le platier de la barrière du GCSM présente un cas particulier. En effet, les peuplements coralliens de platier subissent en permanence des fluctuations importantes de leurs conditions environnementales, ce qui les rend plus résistants que ceux des pentes externes. Ainsi, le phénomène de blanchissement intervenu en 2005 a été moins marqué sur ce platier qui ne présente pas de tendance évolutive globale de son recouvrement corallien.

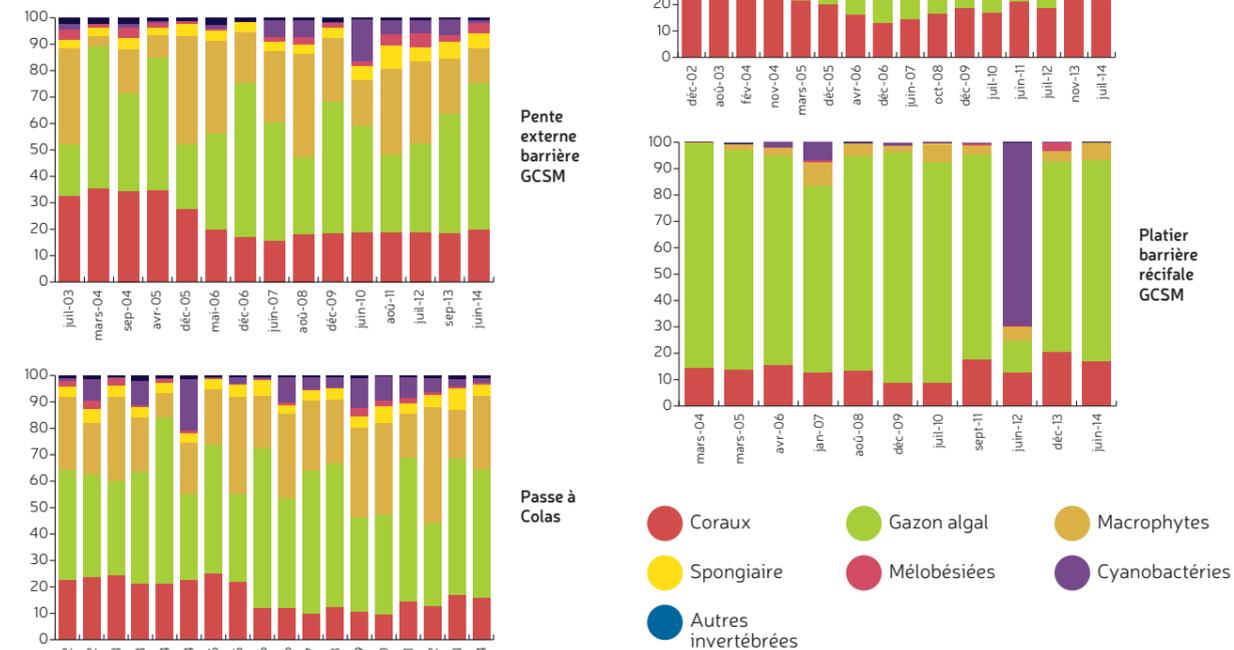


Figure 2 : Évolution temporelle du recouvrement des fonds par les principaux groupes d'organismes benthiques.

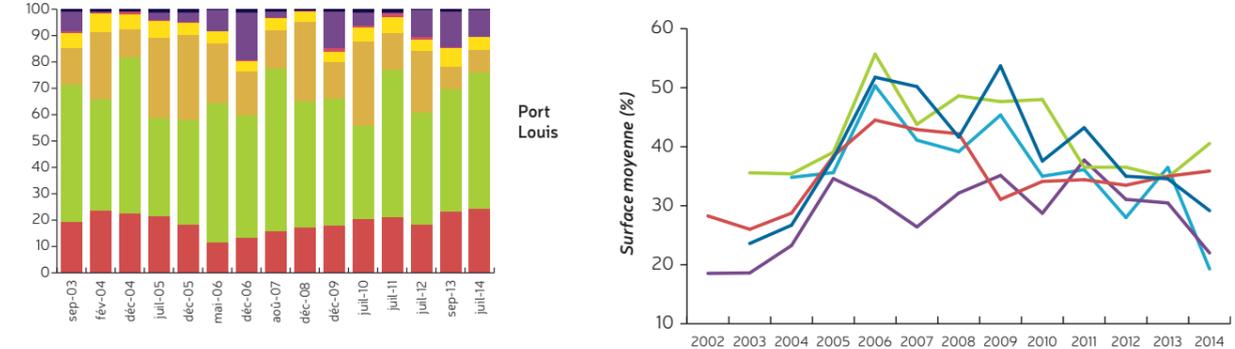


Figure 3 : Evolution des surfaces de coraux nécrosés.

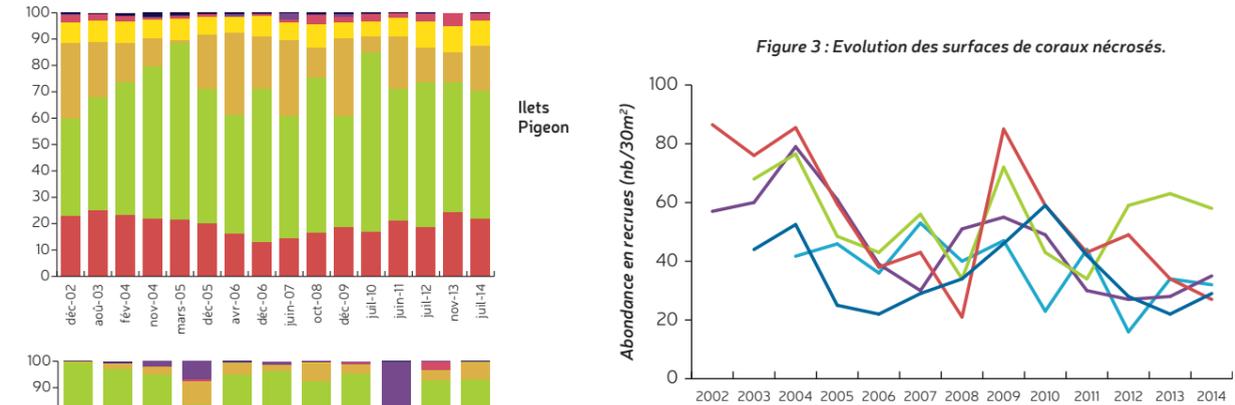


Figure 4 : Evolution temporelle du recrutement des effectifs de coraux juvéniles (rapporté à 30 m<sup>2</sup>).



Parmi les autres composantes des communautés benthiques, les algues présentent des fluctuations entre gazon algal et macrophytes, sans qu'il y ait de tendance à long terme statistiquement discernable. Les macrophytes sont le principal groupe en compétition avec les coraux pour l'occupation des fonds. À noter que les platiers récifaux sont souvent soumis à des « blooms » de Cyanobactéries en saison chaude. En ce qui concerne les invertébrés benthiques fixés, les fluctuations observées sur les périodes étudiées ne présentent pas de tendances significatives, sauf les éponges dont le recouvrement a augmenté sur la pente externe de la barrière du GCSM.

L'évolution du pourcentage de surface des tissus nécrosés des coraux, dans les sites sous surveillance, ne présente pas de tendance significative sur l'ensemble de la période d'étude (Figure 3). Néanmoins, cet indicateur de la santé corallienne a augmenté de façon significative jusqu'en 2005, traduisant une dégradation générale de l'état de santé des coraux en Guadeloupe. Depuis, cet indice a tendance à diminuer sur tous les sites. Toutefois, le taux de nécrose des coraux est partout resté, de façon inquiétante, plus élevé qu'au début de l'étude.

Des fluctuations importantes du nombre d'espèces de coraux juvéniles ayant recruté sur la période étudiée apparaissent selon les sites, mais l'évolution générale de la richesse spécifique du recrutement corallien est marquée par une tendance négative statistiquement significative. De même, les effectifs des recrues juvéniles présentent des fluctuations importantes selon les années, mais également une tendance générale décroissante statistiquement significative sur la période d'étude (Figure 4).

En ce qui concerne le peuplement ichthyologique, d'une façon globale, la richesse spécifique en poissons ne présente pas de tendance statistiquement significative sur la période d'étude. Si l'on examine les sites séparément, le nombre d'espèces a diminué sur le platier de la barrière du GCSM et augmenté sur sa pente externe, sites tous deux protégés (Figure 5).

Toujours globalement, les effectifs de poissons, ainsi que leur biomasse (Figure 6) ont augmenté de façon significative sur la période étudiée. Toutefois, les résultats sont contrastés en fonction des sites.

Sur le platier de la barrière du GCSM, site qui présente le plus faible recouvrement corallien, la biomasse de poissons a diminué de façon significative, bien que le site soit protégé.

Les effectifs de poissons ont augmenté sur la pente externe de la Barrière du GCSM et la Passe-à-Colas, ainsi que les biomasses dans cette dernière station, les deux sites étant situés en cœur de parc. Port-Louis et les îlets Pigeon ne montrent aucune tendance croissante ou décroissante.

Le nombre d'espèces de poissons juvéniles qui ont recruté sur la période étudiée est stable. En ce qui concerne les effectifs, ceux-ci présentent une tendance positive significative uniquement sur la pente externe de la barrière du GCSM.

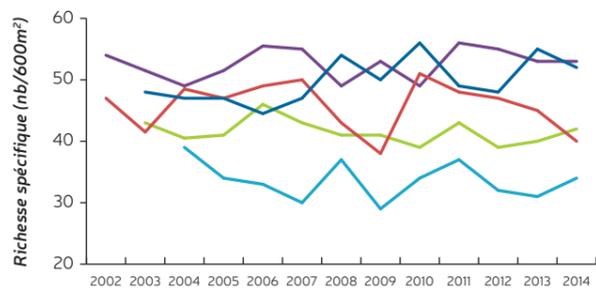


Figure 5 : Evolution temporelle de la richesse spécifique des poissons (rapportée à 600 m²).

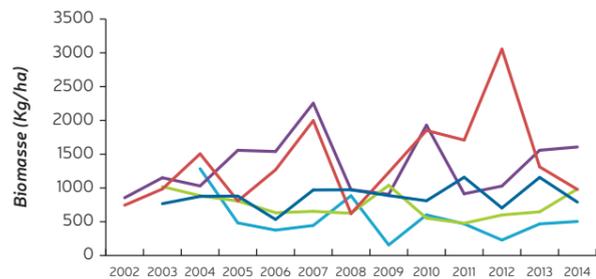


Figure 6 : Evolution temporelle des biomasses de poissons.

● PE barrière GCSM ● Port Louis ● Platier barrière GCSM  
● Passe à Colas ● Îlet Pigeon

### Résultats du suivi Reef Check

Au-delà des pressions anthropiques existantes aux Antilles françaises (hyper-sédimentation, surpêche, assainissement) qui affectent l'état des récifs et induisent une perte de recouvrement corallien régulière, la Guadeloupe a subi 3 épisodes de blanchissement particulièrement intenses en 1998-1999, 2005 et 2010. En 1999, 50 % des coraux ont été affectés. En 2005, une plus grande prévalence de la morbidité est apparue après le blanchissement dans de nombreuses îles des petites Antilles : le taux de mortalité est passé de 33 % à 39 % en Guadeloupe et de 18 % à 23 % à Saint-Barthélemy. Le pourcentage total d'espèces de coraux affectées était de 76 % en Guadeloupe. Les proportions de colonies blanchies étaient de 51 % et les surfaces moyennes de corail blanchi de 58 %. En décembre 2005 (post pic de blanchissement), une mortalité immédiate de 12 % affectait les peuplements coralliens en Guadeloupe. En 2010, un nouvel épisode de blanchissement a affecté dans une moindre mesure le recouvrement corallien. En février 2011, la mortalité était comprise entre 2 % et 11 % (contre 45 % suite au blanchissement de 2005).

Le nombre de données disponibles est variable en fonction de la date de début de suivi des stations. Les recouvrements coralliens à l'échelle de la Guadeloupe sont faibles en 2015, avec des valeurs inférieures à 25 % (Figure 7). A l'inverse, la couverture en macroalgues est croissante (25 % à 40 %). Le recouvrement corallien est hétérogène, avec un gradient décroissant selon la géomorphologie : 14 % à 23 % pour les zones rocheuses, 4 % à 24 % pour les platiers, et 3 % à 14 % pour les substrats coralliens. Les pentes externes présentent les recouvrements coralliens les plus faibles. Les 2 stations les plus anciennes (Pointe des Mangles à Port Louis et Indiana à Saint-François), avec respectivement 7 et 6 années de suivi, présentent des tendances évolutives inverses. Si le recouvrement corallien augmente légèrement à Port Louis (14 % en 2015 contre 9 % en 2007), il est en chute libre sur Saint-François (9 % en 2015 contre 27 % en 2008). Des signes croissants de maladies sont observés sur les colonies coralliennes et sur les gorgones des stations proches de littoraux urbanisés.

Les peuplements de poissons et invertébrés (hormis les coraux) sont très hétérogènes selon les stations. S'ils sont abondants et diversifiés sur Petite Terre (classée en Réserve Naturelle), les au-

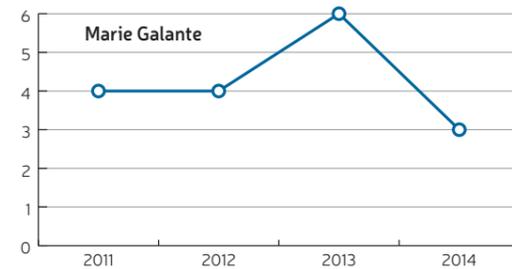
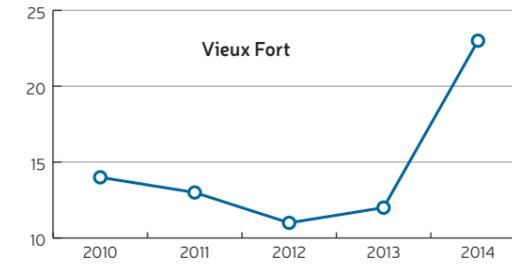
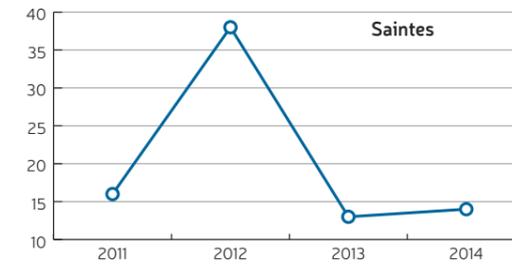
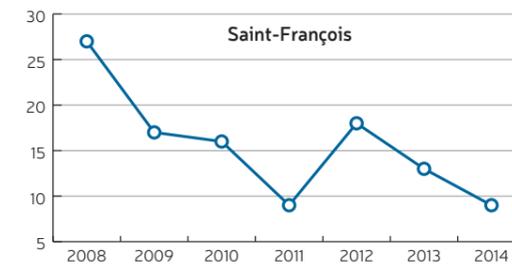


Figure 7 : Evolution du recouvrement corallien sur les stations Reef Check de Guadeloupe (hors platier de l'îlet Gosier).

tres stations présentent une forte pression de pêche (poissons, lambis) et une faible diversité. Les gorgones, dominantes et localement très abondantes, sont marquées par une occurrence croissante de la maladie Aspergillose, témoignant d'une dégradation de la qualité des eaux. Le poisson-lion, qui envahit la Caraïbe depuis 2010, est localement très abondant (Port Louis, Trois Pointes) et en progression. Il est moins observé sur d'autres stations (Petite Terre, Pointe Cabrit) où il est régulé par les plongeurs (autorisation) ou qui ne correspondent pas à son habitat.



### Résultat du suivi AMP.

Les récents relevés réalisés en 2014 sur la station « Passe » de Petite Terre ont mis en évidence un recouvrement corallien assez faible (13 %) et une part prépondérante de peuplements algaux (83 %). Ces derniers étaient largement dominés par les gazons algaux (49 % de la couverture vivante), suivis des macroalgues non calcifiées avec 29 % (*Turbinaria sp.*, *Dictyota sp.* et quelques *Codium sp.*). La proportion des autres invertébrés benthiques (gorgones, éponges, etc.) représentait 3 % du recouvrement total.

Le recouvrement corallien sur la station de Petite Terre a été divisé par deux entre 2007 et 2014 (de 28 % à 13 %) et est en constante diminution depuis 2008.

Parallèlement, le recouvrement algal a significativement doublé (de 47 % à 83 % entre 2007 et 2014). Ce résultat s'explique par l'augmentation des macroalgues non calcaires (*Turbinaria sp.* principalement), passant de 3 % à 29 % de la couverture vivante entre 2007 et 2014. Le développement des peuplements algaux au détriment du recouvrement corallien demeure inquiétant et semble attester d'un certain déséquilibre du milieu. Le substrat non vivant nu disponible (0,7 % en 2014 contre 23 % en 2007) a ainsi été préférentiellement colonisé par les peuplements algaux, laissant une place limitée pour le recrutement corallien. Le nombre moyen de recrues comptabilisées en 2014 est faible (2,6 recrues/m²) et en augmentation par rapport à celui observé en 2007 (1,3 recrues/m²).

Comme pour l'ensemble des stations suivies dans le cadre du « Réseau des Réserves », les oursins diadèmes (*Diadema antillarum*) étaient très peu nombreux en 2014 (1,5 ind./m²), et ce depuis 2010. Ce déficit en herbivores, régulateurs de la croissance des turfs algaux, peut expliquer en partie le surdéveloppement des peuplements algaux aux dépens des communautés coralliennes.

Sur la station de l'îlet Fajou située dans le Grand Cul-de-Sac Marin (faisant aujourd'hui partie du Parc National Guadeloupe), les relevés réalisés entre 2007 et 2010 ont également mis en évidence un recul significatif du recouvrement corallien (de 24 % à 13 %), parallèlement à une augmentation du recouvrement algal (de 51 % à 64 %).

L'abondance globale des espèces de poissons cibles sur la station de Petite Terre, située en réserve, a été multipliée par 2,5 depuis 6 ans. Elle passe ainsi de 48 à 113 ind./100m. L'abondance observée en 2014 est toutefois inférieure aux valeurs de 2013 et 2011 (225 ind./100m). La richesse spécifique a légèrement augmenté sur la station, passant de 14 espèces en 2009 à 18 espèces en 2014. 24 des 60 espèces cibles ont été observées en 2013.

L'abondance des herbivores et des planctonophages a presque doublé, passant respectivement de 10 à 20 ind./100m² et de 34 à 60 ind./100m² entre 2009 et 2014. L'abondance des carnivores de 1<sup>er</sup> ordre a augmenté,

## ESPÈCES INVASIVES ET ENVAHISSANTES EN MER CARAÏBE

*Pterois volitans*, appelé « poisson lion », est une espèce de la région Indo-Pacifique qui appartient à la famille des Scorpaenidae. En 1992, l'espèce s'est échappée d'un aquarium en Floride et a entrepris la colonisation de la mer des Caraïbes, y compris du golfe du Mexique. Aujourd'hui cette conquête est pratiquement achevée et cette espèce provoque d'importantes nuisances d'ordre écologique (prédateur de nombreux poissons et crustacés récifaux), économique (déplétion des stocks de poissons récifaux) et de santé humaine (poisson venimeux). Tous les efforts pour l'éradiquer ont échoué, et seule une pêche commerciale intensive paraît susceptible de maintenir ses stocks à un niveau raisonnable.

Le Magnoliophyte marin (*Halophila stipulacea*) a été décrit en mer Rouge (Forskål 1775). Son aire de répartition originelle comprend l'océan Indien et la mer d'Arabie. *H. stipulacea* a très tôt envahi la mer Méditerranée par le canal de Suez (signalement en Grèce dès 1894) et est apparu dans les Antilles sur les côtes de l'île de Grenade en 2002. Aujourd'hui, il semble que l'invasion soit cantonnée aux Îles du Vent. Les Îles Vierges et les Grandes Antilles au nord ne sont pas touchées, ainsi que les Antilles Néerlandaises au sud et les pays du continent américain. Le vecteur de l'invasion a été attribué aux navires de plaisance venant de la Méditerranée. Le succès de cette plante en tant qu'espèce invasive peut être attribué à sa capacité d'expansion végétative exceptionnelle. *H. stipulacea* s'est installé sur les zones sédimentaires des côtes sous-le-vent et sur les fonds des baies abritées, de la surface jusqu'à 50 m de profondeur. Lorsqu'elle prolifère, cette espèce éradique les herbiers de Magnoliophytes marins natifs tels que *Syringodium filiforme* et *Halophila spp.* L'impact de cette espèce invasive sur les herbiers indigènes est actuellement en cours d'investigation.

Enfin, les côtes de la Guyane et des Antilles subissent depuis 2011 des échouages de sargasses, massifs et sporadiques. Ceux-ci sont dus aux espèces *Sargassum natans* et *S. fluitans*. Ces espèces, normalement pélagiques, ne sont pas exogènes dans la mesure où on les rencontre normalement dans l'Atlantique tropical.

Toutefois, leurs échouages ont provoqué dans les Antilles des problèmes d'ordre écologique (mortalité des organismes dans les lagons où elles se décomposent), économique (blocage des ports de pêche, interdiction des plages) et de santé humaine (dégagement d'hydrogène sulfuré lors de la décomposition).



passant de 0,7 à 6 ind./100m<sup>2</sup>, tandis que les carnivores de 2<sup>nd</sup> ordre n'ont pas été observés en 2014. L'abondance des piscivores a également fortement augmenté, passant de 2 à 17 ind./100m<sup>2</sup>.

La biomasse des espèces cibles a été multipliée par 10 en 6 ans : de 219 à 2141 g/100m<sup>2</sup>. Elle a toutefois diminué en 2014 après avoir atteint des valeurs exceptionnelles en 2012 et 2013. Ce constat est très probablement dû à la très faible abondance d'individus de plus de 10 cm en 2014 (10 % du peuplement), alors qu'adultes et juvéniles étaient répartis de façon assez homogène en 2013. L'augmentation de la biomasse par rapport à 2009 concerne tous les groupes trophiques, et plus particulièrement les piscivores, les carnivores de 1<sup>er</sup> ordre et les planctonophages.

### Résultats du suivi DCE.

Les relevés réalisés en 2014 sur les stations DCE « référence » et sur les stations de surveillance ont globalement mis en évidence un recouvrement corallien relativement faible (<20 %) sur la majorité des stations (Tableau 4). En 2014, les valeurs sont comprises entre 9 % et 21 % sur les stations du réseau surveillance et 9 % et 32 % sur les stations du réseau « référence ». Les valeurs de recouvrement corallien sont en diminution sur la majorité des stations depuis 2008-2009. Il apparaît par ailleurs que le recouvrement algal (tous types de peuplements confondus) varie globalement selon un gradient inverse à celui du recouvrement corallien et de l'état de santé.

**Sur le secteur Nord Basse-Terre**, le recouvrement corallien est faible, en lien avec les conditions de milieu peu favorables au développement au sein de la masse d'eau. Il est en diminution (de 20 % à 12 % sur la Tête à l'Anglais et de 16 % à 9 % sur îlet Kahouanne), tandis que la couverture algale est en forte augmentation (jusqu'à 80 % du substrat).

**Sur le secteur des Saintes** (Ti Pâté et Gros Cap), le recouvrement corallien a également diminué (respectivement de 27 % à 10 % et de 36 % à 32 %). Les conditions environnementales limitent pourtant l'incidence terrigène et les pressions anthropiques sur ce secteur. La proportion de peuplements algaux est en augmentation (de 40 % à 49 %).

**Sur la Côte sud de la Grande-Terre** (Main Jaune) **et au niveau du PCSM** (Ilet Gosier), la composition du substrat est globalement constante et les peuplements algaux dominent largement (respectivement 66 % et 61 % du substrat en 2014). Ces observations témoignent de perturbations environnementales tendant à entraîner une dégradation chronique des récifs frangeants du Sud de la Grande-Terre.

Sur le secteur de la Caye à Dupont, la part de substrat abiotique a sensiblement diminué (de 54 % à 8 % entre 2008 et 2014). Inversement, la part des peuplements algaux a augmenté (de 21 % à 53 % entre 2008 et 2014) ainsi que le recouvrement corallien (de 19 % à 31 %).

**Sur la côte au vent de la Basse-Terre** (Capesterre), la composition du substrat est stable. Le recouvrement corallien a légèrement augmenté depuis 2009 (de 13 % à 19 %) et le substrat disponible a été majoritairement colonisé par les peuplements algaux (de 36 % à 54 %).

**Sur le secteur de la côte sous le vent**, la composition du substrat semble relativement constante. Le recouvrement corallien a augmenté entre 2009 et 2014 sur la station de Sec Pointe à Lézard (de 10 % à 15 %). Sur la station de Rocroy, dont l'état de santé est le meilleur observé sur l'ensemble des stations DCE, il est en diminution (de 42 % à 29 %). La part des peuplements algaux est en constante augmentation depuis 2008 (de 29 % à 45 %).

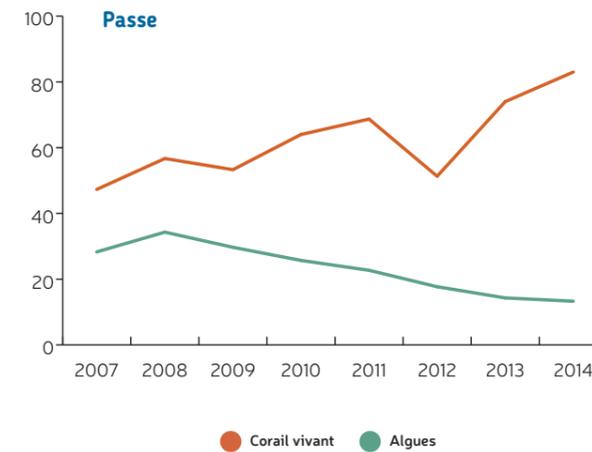


Figure 8 : Evolution du recouvrement corallien et algal sur la station benthos de Petite Terre.

**Au niveau du GCSM**, au nord (Pointe des Mangles), la part des peuplements algaux est importante et constante (de 66 % à 63 %), de même que le recouvrement corallien (15 %). Au sud, sur la station de l'îlet Fajou, la proportion des peuplements algaux est en augmentation (de 51 % à 69 %), au détriment du recouvrement corallien (de 25 % à 14 %).

**Sur le secteur Nord Grande-Terre** (Anse Bertrand), la composition du substrat est relativement constante, dominée par les peuplements algaux (de 84 % à 79 % entre 2009 et 2014). Le recouvrement corallien semble relativement stable (de 7 % à 9 %).

**Sur la côte au vent de la Grande-Terre** et plus particulièrement sur la zone du Moule, le recouvrement corallien a augmenté (de 9 % à 21 %). Inversement, la part des peuplements algaux est inférieure en 2014 (65 %) à celle de 2009 (71 %).

Sur le secteur de la Désirade (Pointe des Colibris), la part de corail vivant (corail dur et corail mou) affiche une augmentation, mais le recouvrement corallien est constant depuis 2008 (12 %). Cette hausse est due à l'augmentation de la proportion de zoanthaires (*Palythoa sp.*), pris en compte par convention (depuis la mise en

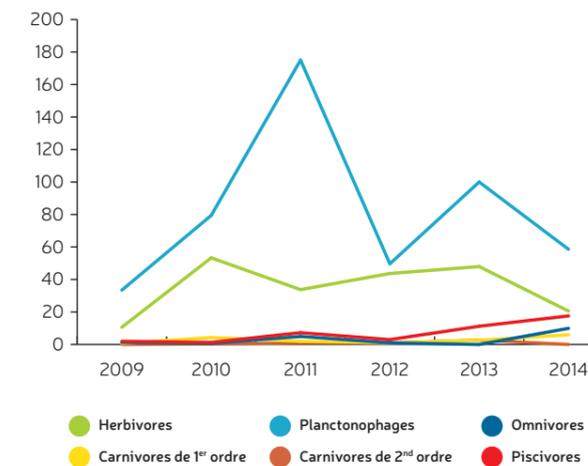


Figure 9 : Evolution de la densité de poissons selon les groupes trophiques à Petite Terre entre 2007 et 2014 (sur la base du relevé des 60 espèces cibles).

place du suivi Reef Check) dans la « couverture corallienne totale ». Les peuplements algaux présentent une proportion relative constante 2014 (de 46 % à 44 % du substrat).

Les densités de juvéniles sont globalement faibles mais constantes sur toutes les stations, avec un maximum sur la station de Gros Cap aux Saintes (4,3 recrues/m<sup>2</sup> en 2014) et des minima sur les stations de l'îlet Kahouanne, Ilet Fajou, Pointe des Mangles, Anse Bertrand et Tête à l'Anglais (<1 recrues/m<sup>2</sup>), en lien avec le faible recouvrement corallien (auto-recrutement limité) et la composition du substrat.

La densité moyenne d'oursins diadèmes sur les stations étudiées est faible, entre 0 et 2,4 ind./m<sup>2</sup> en 2014 et <0,1 voire nulle sur 9 des 18 stations.

La rareté des oursins constitue un déficit en herbivores qui assurent un rôle de régulateur des turfs algaux. Ce déséquilibre de la chaîne trophique est susceptible de contribuer à un surdéveloppement des peuplements algaux, aux dépens des communautés coralliennes. La fixation de recrues coralliennes nécessite en effet la présence de substrats nus ou peu colonisés par les gazons algaux.

## LES MANGROVES

Cinq espèces de palétuviers sont présentes en Guadeloupe : le palétuvier rouge (*Rhizophora mangle*), le palétuvier blanc (*Laguncularia racemosa*), deux palétuviers noirs (*Avicennia germinans* et *Avicennia schaueriana*) et le palétuvier gris (*Conocarpus erectus*) (Imbert et al., 1988).

Publié en 2007, l'Atlas des zones humides de Guadeloupe a établi une typologie des zones humides au sein de laquelle sont distinguées, d'après les travaux de Rousteau, la mangrove captive et la mangrove ouverte. La mangrove captive est séparée de la mer par un cordon littoral sableux. Les plus vastes étendues de mangrove captive se trouvent à Port Louis, où elles s'étendent sur plus de 500 ha. On trouve également de petits massifs sur l'îlet Fajou dans le Grand Cul-de-sac Marin ainsi que le long du littoral sud de la Grande-Terre et à Marie Galante. Ces formations représentent 743 ha au total (ONF, 2007).

La mangrove ouverte se développe directement en contact avec la mer et l'eau libre des rivières et des canaux, le long des façades marines ou estuariennes calmes, sur des sédiments fins. Ce type constitue les plus vastes étendues de mangrove en Guadeloupe. Elles se trouvent en bordure du Grand et du Petit Cul-de-sac marin ainsi que le long de la Rivière Salée qui relie ces deux lagons. Dans le Grand-Cul-de-sac Marin, la mangrove est isolée de la mer des Caraïbes par une barrière de corail qui matérialise la limite nord du lagon. La mangrove ouverte est également présente sous forme d'ilots dans le Grand Cul-de-sac Marin et de petits massifs estuariens, comme à Petit Bourg, Goyave et Capesterre. En 2007, l'Atlas des zones humides de Guadeloupe fait état de 2 259 ha, soit près des trois quarts de la surface totale des mangroves sur l'île.

## CONCLUSION

En Guadeloupe, le recouvrement corallien récifal a d'une manière générale diminué de façon statistiquement significative sur la période d'étude, bien que ce phénomène se soit ralenti sur certaines stations à partir de 2006, après l'épisode de mortalité massive due au blanchissement de 2005. Les autres bio-indicateurs de l'état de santé des peuplements coralliens, comme le taux de nécrose des coraux et le recrutement en jeunes coraux, présentent également des tendances négatives qui ne sont pas encourageantes quant à l'avenir à long terme des récifs de la Guadeloupe. Ce phénomène est accompagné, d'une manière générale, d'une augmentation du taux de macro-algues sur l'ensemble des côtes de l'île. Ce phénomène est certainement à mettre en relation avec la détérioration de la qualité des eaux côtières.

En ce qui concerne les poissons, les peuplements, bien que marqués par des variations annuelles et saisonnières (Bouchon-Navarro et al. 2000), sont stables sur la période étudiée, avec une augmentation sur la barrière du GCSM (cœur du Parc National), ainsi que dans la réserve de Petite Terre. Ceci pourrait être du à un « effet réserve ». En revanche, les peuplements ichtyologiques ont régressé sur le platier de la barrière du GCSM, zone qui, bien que située dans le Parc, possède des communautés coralliennes très dégradées.



| Secteur                              | Station              | Recouvrement corallien (%) |      |      |      | Recouvrement algal (%) |      |      |      |
|--------------------------------------|----------------------|----------------------------|------|------|------|------------------------|------|------|------|
|                                      |                      | 2008                       | 2009 | 2011 | 2014 | 2008                   | 2009 | 2011 | 2014 |
| Nord Basse-Terre                     | Tête à l'Anglais     |                            | 20%  | 5%   | 12%  |                        | 56%  | 56%  | 80%  |
|                                      | Ilet Kahouanne       | 16%                        | 8%   | 9%   | 9%   | 69%                    | 73%  |      | 75%  |
| Côte sud Grande-Terre                | Main Jaune           |                            | 10%  | 11%  | 12%  |                        | 73%  | 63%  | 66%  |
| Les Saintes                          | Ti Pâté              |                            | 27%  | 15%  | 10%  |                        | 40%  | 43%  | 48%  |
|                                      | Gros Cap             | 36%                        | 17%  |      | 32%  | 40%                    | 62%  |      | 49%  |
| Petit Cul-de-Sac Marin               | Ilet Gosier          |                            | 10%  | 12%  | 12%  |                        | 59%  | 60%  | 61%  |
|                                      | Caye à Dupont        | 19%                        | 18%  |      | 31%  | 21%                    | 49%  |      | 53%  |
| Côte au vent Basse-Terre             | Capesterre           |                            | 13%  | 13%  | 19%  |                        | 36%  | 49%  | 54%  |
| Côte sous le vent                    | Sec Pointe à Léopard |                            | 10%  | 16%  | 15%  |                        | 69%  | 51%  | 63%  |
|                                      | Rocroy               | 42%                        | 20%  |      | 29%  | 29%                    | 37%  |      | 45%  |
| Grand Cul-de-Sac Marin (nord et sud) | Pointe des Mangles   |                            | 16%  | 12%  | 9%   |                        | 56%  | 68%  | 71%  |
|                                      | Ilet à Fajou         | 25%                        | 18%  |      | 14%  | 51%                    | 61%  |      | 69%  |
| Nord Grande Terre                    | Anse Bertrand        |                            | 7%   | 13%  | 9%   |                        | 84%  | 71%  | 79%  |
| Côte au vent Grande Terre            | Moule                |                            | 10%  | 15%  | 21%  |                        | 71%  | 54%  | 65%  |
|                                      | Pointe des Colibris  | 17%                        | 17%  |      | 29%  | 46%                    | 42%  |      | 44%  |

Tableau 4 : Synthèse des recouvrements coralliens et peuplements algaux sur les stations DCE (hors Saint-Martin). En bleu : stations « référence », en noir : stations de surveillance.

## Références bibliographiques

ANDREFOUET S, CHAGNAUD N, CHAUVIN C, KRANENBURG CJ, 2008. Atlas des récifs coralliens de France Outre-mer. IRD Nouméa. 153p.

BOUCHON C, LABOREL J, 1990. Les peuplements coralliens du Grand Cul-de-sac Marin de Guadeloupe (Antilles françaises). Ann. Inst. Océanogr. Paris 66 (1-2) : 19-36.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. Université des Antilles et de la Guyane. 56p.

BOUCHON C, PORTILLO P, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, HOETJES P, BRATHWAITE A, ROACH R, OXFENFORD H, O'FARRELLS, DAY O, 2008. Status of coral reefs of the Lesser Antilles after 2005 coral bleaching event, in: WILKINSON C, SOUTER D, 2005. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 152p.

BOUCHON C, PORTILLO P, LOUIS M, MAZEAS F, BOUCHON-NAVARO Y, 2008. Évolution récente des récifs coralliens des îles de la Guadeloupe et de Saint-Barthélemy. Revue d'écologie 63 : 45-64.

BOUCHON-NAVARO Y, 1997. Les peuplements ichtyologiques récifaux des Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. Thèse Université des Antilles et de la Guyane. 242p.

BOUCHON-NAVARO Y, BOUCHON C, LOUIS M, 1992. L'ichtyofaune des herbiers de Phanérogames marines de la baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles françaises). Cybium 16(4) : 307-330.

BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, BOUCHON C, 1997. Trends in fish species distribution in the West Indies. Proc. of the 8th International Coral Reef Symposium. Panama: 987-992.

BOUCHON-NAVARO Y, BOUCHON C, LOUIS M, 2000. Variabilité des inventaires d'espèces mobiles : exemple des poissons récifaux, in : GUILLAUME M. (ed.). L'inventaire ZNIEFF-Mer dans les DOM: bilan méthodologique et mise en place. MNHN/IEGB/SNP/BIM. Coll. Patrimoines naturels 42 : 55-72.

BOUCHON-NAVARO Y, BOUCHON C, LOUIS M, 2004. L'ichtyofaune des herbiers de Phanérogames marines des Antilles françaises : intérêt de leur protection. Revue d'Écologie (Terre et Vie) 59 : 253-272.

CHAUVAUD TBM, 2007. Cartographie des biocénoses marines et terrestres de la Réserve Naturelle de Saint-Martin. 26p.

CHAUVAUD S, 1997. Cartographie par télédétection à haute résolution des biocénoses marines côtières de la Guadeloupe et de la Martinique. Estimation de la biomasse et de la production primaire des herbiers à *Thalassia testudinum*. PhD Thesis Univ. Bretagne Occidentale. 242p.

GUYADER O, REYNAL L, LESPAGNOL P, LE MEUR C, DEMANECHÉ S, LE BLOND S, JEAN-CHARLES C, ERIALC C, RULLE L, BOURGEOIS P, CORNOU AS, LEBLOND E, MERRIEN C, LE RU L, BLANCHARD F, DAURES F, BERTHOU P, 2014. Synthèse des pêcheries de Guadeloupe 2013. IFREMER. 18p.

HILY C, DUCHENE J, BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, GIGOU A, PAYRI C, VEDIE F, 2010. Les herbiers de Phanérogames marines de l'Outre-mer français. Hily C, Gabriél C, Duncombe M, Coord IFRECOR, Conservatoire du littoral. 140p.

IMBERT D, BLAND F, RUSSIER F, 1988. Les milieux humides du littoral guadeloupéen. Office National des Forêts - Ministère de l'environnement. 61p.

KOPP D, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, MOUILLOT D, BOUCHON C, 2010. Juvenile fishes assemblages in Caribbean seagrass beds: does nearby habitats matter? Journal of Coastal Research 26(6): 1133-1141.

LE MOAL M, KERNINON F, AISH A, MONNIER O, DORE A, PAYRI C, 2015. Typologie des herbiers de Martinique. Onema-MNHN. 34p.

Le MOAL M, PARYI C, en préparation. Etat des lieux sur l'utilisation des macroalgues comme outil de bioindication et compte-rendu de la mission DCE « Macroalgues », 7-12 octobre 2014. Onema-MNHN.

LOUIS M, BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, 1995. Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). Hydrobiologia 295 : 275-284.

ONF, 2007. Etude de recensement des zones humides de Guadeloupe. PARETO 2014. Suivi de l'état de santé des réserves naturelles marines de Guadeloupe et de Saint-Martin. Etat des lieux 2014 et évolution 2007-2014. Janvier 2015. 85p + Annexes.

PARETO, 2014. DCE : Suivi du réseau de surveillance des masses d'eau littorales du district de la Guadeloupe. Année 2014. Biologie, Physico-chimie, Hydromorphologie. 98p.

PARETO, IMPACT MER, ARVAM, ASCONIT, RN ST-MARTIN, 2013. Directive Cadre sur l'Eau : réalisation du contrôle de surveillance des masses d'eau littorales de la Guadeloupe. Biologie, Physico-chimie, Hydromorphologie. 132p.

PARETO, ARVAM, 2011. Suivi du phénomène de blanchissement corallien de 2010 en Guadeloupe – Estimation de l'impact sur les peuplements coralliens guadeloupéens, Mai 2011. 21p.

PARETO, 2010. Suivi de l'état de santé des communautés benthiques et des peuplements ichtyologiques des réserves naturelles marines de Guadeloupe, de Saint-Martin et Saint-Barthélemy. Année 2010 : état des lieux 2010 et évolution 2007-2010, et suivi de la température des eaux. 95p.

PARETO, IMPACT MER, ARVAM, ASCONIT, RN ST-MARTIN, 2009. Directive Cadre sur l'Eau : définition de l'état de référence et du réseau de surveillance pour les masses d'eau littorales de la Guadeloupe. Rapport de synthèse des deux années de suivi (2007-2009). 107p + Annexes.

PARETO, IMPACT MER, ARVAM, ASCONIT, RN ST-MARTIN, 2007. Directive Cadre sur l'Eau. Définition de l'état de référence et du réseau de surveillance pour les masses d'eau littorales de la Guadeloupe : Période 2007 - 2009. Phase 1 : Définition des sites de référence et de surveillance. 47p.

REEF CHECK France, 2015. Réseau de suivi de l'état de santé des récifs coralliens Reef Check aux Antilles françaises : Bilan d'activité 2007 - 2015 : La Route du Corail® en Guadeloupe ; Suivi Saint-Martin et Martinique. 36p + Annexes.

VASLET A, CHEVRY L, ALLONCLE N, BRUGNEAUX S, 2013. Analyse régionale marine de Guadeloupe. Agence des aires marines protégées/Parc National de Guadeloupe/Université des Antilles et de la Guyane. 268p.

VASLET A, BOUCHON-NAVARO Y, CHARRIER G, LOUIS M, BOUCHON C, 2010. Spatial patterns of mangrove shoreline fish communities in relation with environmental variables in Caribbean lagoons. Estuaries and Coasts 33: 195-210.

WILKINSON C, SOUTER D, 2008. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes, in: Global Coral Reef Monitoring Network, 2005. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 152p.



# Martinique

AUTEURS :  
Jean-Philippe MARECHAL, Ewan TREGAROT

## TABLE DES MATIÈRES

|  |    |
|--|----|
| Introduction   | 00 |
| Récapitulatif des réseaux de suivi existants   | 00 |
| • Réseau GCRMN   | 00 |
| • Réseau Reef Check  | 00 |
| • Suivi de la qualité des masses d'eau littorales au titre de la Directive Cadre sur l'Eau | 00 |
| Evolution de l'état de santé des récifs  | 00 |
| • Evolution des communautés benthiques   | 00 |
| • Evolution des peuplements de poissons  | 00 |
| Conclusion   | 00 |
| Références bibliographiques  | 00 |

## INTRODUCTION

La Martinique est une île volcanique de l'archipel des Petites Antilles située entre 14°23' et 14°53' de latitude Nord, et entre 60°50' et 61°15' de longitude Ouest. D'une superficie de 1128 km<sup>2</sup>, elle est bordée à l'est par l'Océan Atlantique et à l'ouest par la mer des Caraïbes, offrant un linéaire côtier de 470 km. L'île bénéficie d'un climat de type tropical maritime où le carême et l'hivernage rythment la saisonnalité. Ces deux périodes fondamentales, que des intersaisons plus ou moins marquées séparent, se caractérisent pour la première (de février à avril) par un temps ensoleillé et sec grâce au flux d'alizés régulier et soutenu, et pour la seconde (juillet à octobre) par un temps chaud et humide (saison cyclonique).

La localisation géographique de l'île permet l'installation de formations coralliennes, de mangroves et d'herbiers le long des côtes. La Carte 1 illustre la répartition géographique de ces écosystèmes. Le Tableau 1 donne leur superficie en km<sup>2</sup>.

La surface sous-marine totale cartographiée représente 452,22 km<sup>2</sup>, répartis en communautés de fonds meubles nus (202,26 km<sup>2</sup> soit 44,7 % de la surface totale), communautés algales (140,60 km<sup>2</sup> soit 31,1 % – essentiellement sur la façade atlantique et le sud-ouest du littoral), communautés coralliennes (56 km<sup>2</sup> soit 12,35 % – au sud de l'île, au nord-est de la côte atlantique et en sortie de la baie de Fort de France), communautés mixtes coraux, gorgones et herbiers (2,5 km<sup>2</sup> soit 0,56 %), communautés de spongiaires et gorgonaires (1,14 km<sup>2</sup> soit 0,25 %) et d'herbiers (49,8 km<sup>2</sup> soit 11 %) (OMMM 2009). Les mangroves couvrent en 2015 21,55 km<sup>2</sup>, dont la majeure partie est localisée dans la baie de Fort de France (Impact Mer et al. 2015).

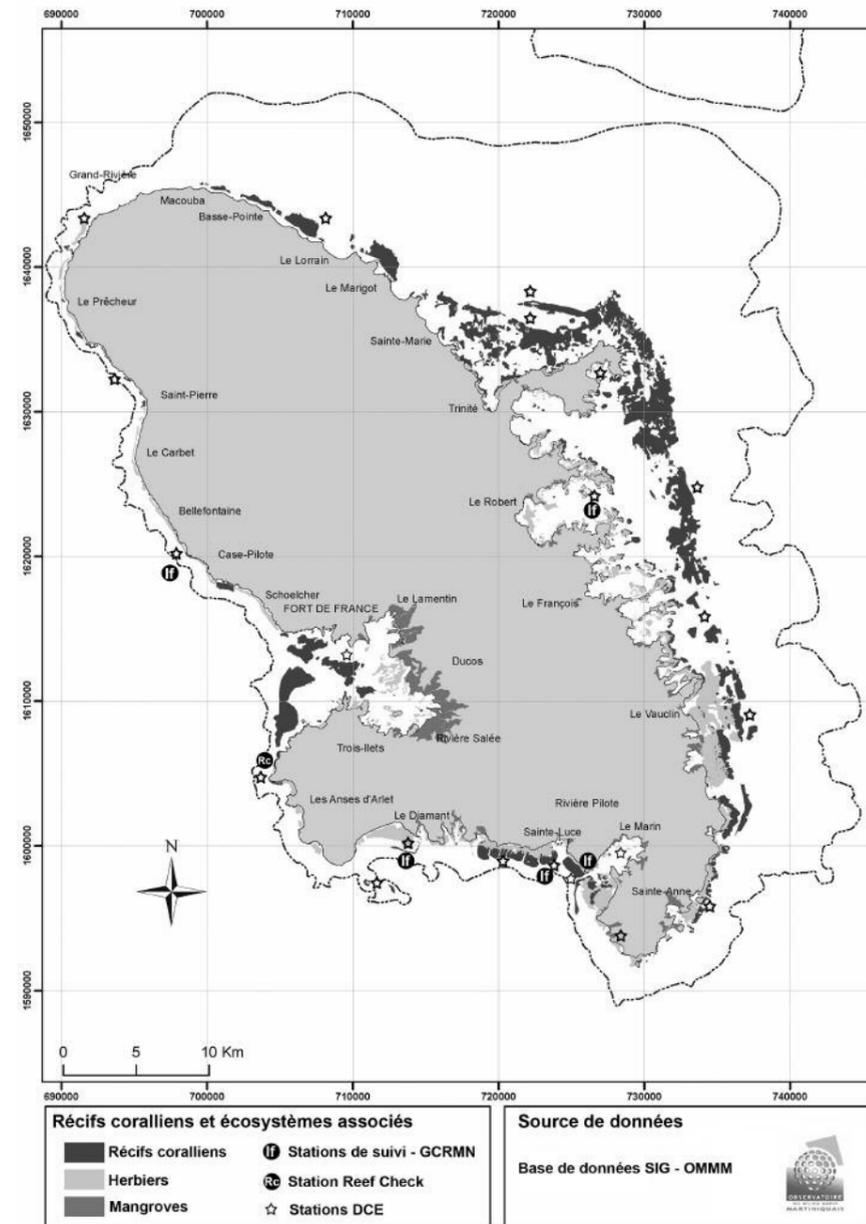
Trois grands types de formations coralliennes sont décrits en Martinique (Legrand et al. 2008) :

(a) Un récif frangeant sur les côtes Sud et Est de l'île, notamment de la pointe du Diamant à la pointe Borgnesse. Le récif est entrecoupé de vallées sous-marines devant l'embouchure des rivières, signes des évolutions géologiques (Bouchon et Laborel 1986 ; Battistini 1978).

(b) Un récif barrière algo-coralien sur la façade Atlantique depuis la presqu'île de la Caravelle au nord et qui s'étend vers le sud sur 25 km. La pente récifale externe douce descend vers -30 m, où elle disparaît sous un talus sédimentaire.

(c) Des communautés coralliennes non bio-constructrices sont présentes le long de la côte Caraïbe. Elles se sont développées sur les roches volcaniques, principalement au nord-ouest de l'île où les pentes sous-marines sont très accores.

Carte 1 : Répartition des trois grands types de biocénoses marines à la Martinique : récifs coralliens, herbiers et mangroves. Ronds : stations de suivi type GCRMN ; Étoiles : stations de suivi des récifs DCE.



|                               | Communautés coralliennes | Herbiers | Communautés algales | Communautés de fonds meubles nus | Communautés mixtes | Communautés de spongiaires et gorgonaires | Sous-total (marin) | Mangroves | Total  |
|-------------------------------|--------------------------|----------|---------------------|----------------------------------|--------------------|---|--------------------|-----------|--------|
| Superficie (km <sup>2</sup> ) | 55,87                    | 49,74    | 140,60              | 202,26                           | 2,51               | 1,14                                      | 452,22             | 20,63     | 472,85 |
| %                             | 12,45                    | 11       | 31,1                | 44,7                             | 0,56               | 0,25                                      |                    |           |        |

Tableau 1 : Surface en km<sup>2</sup> des principales communautés benthiques du littoral de la Martinique (entre 0 et 50 m de profondeur) (Source : OMMM 2009).

L'état de santé des écosystèmes marins de la Martinique est préoccupant. Plus de 45% d'entre eux sont classés en état dégradé et 23% très dégradé (Legrand et al. 2012). Moins d'un tiers des écosystèmes présente un bon état de santé écologique et seulement 1% est considéré en très bon état. Aucune donnée relative à l'état de santé des mangroves n'existe. Une évaluation des dégâts engendrés par le passage de l'ouragan Dean (2007) révèle que les pertes subies par les peuplements végétaux de la mangrove sont assez variables, allant de 13 à plus de 90% pour les valeurs de densité (Imbert et Migeot 2009).

Les écosystèmes marins de Martinique procurent des services écologiques qui ont fait l'objet de plusieurs évaluations (Failler et al. 2015 ; Binet et al. 2014 ; Failler et Maréchal 2012 ; Failler et al. 2010). Ces trois écosystèmes produisent des biens et services dont la valeur est estimée à près de 250 millions €/an. Près de 60% de cette valeur est issue des usages directs liés aux activités récréatives (plongée, excursion, récréation balnéaire) induites pour l'essentiel par le tourisme et celles liées à la pêche (professionnelle et plaisancière). Les services écosystémiques (assimilés aux usages indirects) tels que la protection des côtes, l'absorption/séquestration de carbone, la production de biomasse de poissons et l'épuration de l'eau sont conséquents et leur valeur annuelle s'élève à 94 millions €, soit 38% de la valeur totale.

La valeur de ce qui a trait au non-usage des récifs, herbiers et mangroves se traduit par une création de valeur de l'ordre de 10 millions €/an. Les herbiers et les mangroves contribuent le plus (par km<sup>2</sup>) à la création de valeur (respectivement 2,16 millions €/km<sup>2</sup>, 1,87 millions €/km<sup>2</sup> contre 1,78 millions €/km<sup>2</sup> pour les récifs).



## RÉCAPITULATIF DES RÉSEAUX DE SUIVI EXISTANTS

Trois types de suivis temporels de l'état de santé des communautés coralliennes sont mis en œuvre en Martinique. Depuis 2001, un protocole de type GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network) est utilisé dans le cadre des suivis réalisés sous l'égide de l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens (IFRECOR) et depuis 2011, un protocole spécifique a été développé pour les suivis de qualité des masses d'eau de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). Ces deux suivis ont des stations d'étude communes. En 2015, une réflexion est menée sur la mutualisation des réseaux. Par ailleurs, le réseau Reef Check, implanté en Martinique en 2009, bénéficie d'une seule station mais devrait être renforcé.

### Réseau GCRMN

Le suivi annuel de l'état de santé des communautés coralliennes a été progressivement mis en place sur 5 stations permanentes, 4 sur la côte caraïbe et 1 sur la côte atlantique depuis 2001 (Carte 1). En 2013, 9 stations supplémentaires non permanentes ont été évaluées (Trégarot et Maréchal 2014). Les données acquises en plongée sous-marine concernent la composition spécifique des communautés benthiques et la structure des peuplements de poissons associés à ces habitats. Chaque campagne annuelle fait l'objet d'un rapport de synthèse pour chacune des stations (2001 à 2013 – pas de suivi en 2014). Entre 2001 et 2006, les suivis ont été réalisés en coopération avec l'équipe Dynecar (C Bouchon, Y Bouchon, M Louis, P Portillo) de l'Université des Antilles.

### Communautés benthiques

La structure du peuplement corallien est décrite et le pourcentage d'occurrence de chaque espèce est calculé. L'évolution temporelle du peuplement corallien est étudiée en analysant les valeurs relatives d'occurrence des espèces de coraux (rapportées au recouvrement corallien total). Des données complémentaires sont acquises au cours des plongées (développement de maladies, signes de dégradation...). Les oursins diadèmes (*Diadema antillarum*) sont comptabilisés pour évaluer la densité des peuplements sur chaque site. Ces données informent sur la pression de l'herbivorie et peuvent aider à comprendre la dynamique de régulation des populations algales.

### Peuplements de poissons

L'évaluation des peuplements de poissons était initialement restreinte à une liste d'espèces cibles (2001 à 2009). A partir de 2010, toutes les espèces sont comptabilisées (à l'exception des gobies, blennies, apogons et espèces cryptiques). Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées chaque année (saison sèche et saison humide) entre 2001 et 2012. Les peuplements de poissons n'ont pas été évalués en 2011. En 2013, une seule campagne s'est déroulée lors de la saison humide.

Les protocoles mis en œuvre et leurs évolutions sont synthétisés dans le Tableau 2.

|                           | 2001                               | 2011  |
|---------------------------|------------------------------------|---|
| <b>Protocole benthos</b>  | <b>Transect en ligne intercept</b> | <b>Vidéos/photos transect</b>                         |
|                           | <b>60 m continus</b>               | <b>50 images par transect<br/>20 points par image</b> |
|                           | <b>1 transect</b>                  | <b>3 transects</b>                                    |
|                           | <b>6000 cm</b>                     | <b>3000 points</b>                                    |
| <b>Protocole poissons</b> | <b>Transect en couloir</b>         | <b>Transect en couloir</b>                            |
|                           | <b>150m x 2m</b>                   | <b>50m x 2m<br/>50m x 4m</b>                          |
|                           | <b>300 m<sup>2</sup></b>           | <b>200 m<sup>2</sup></b>                              |
|                           | <b>1 transect</b>                  | <b>3 transects</b>                                    |
|                           | <b>300 m<sup>2</sup></b>           | <b>600 m<sup>2</sup></b>                              |

Tableau 2 : Protocoles type GCRMN utilisés.

### Réseau Reef Check

Une station Reef Check a été installée en Martinique en 2009 sur le site La baleine (Carte 1), sur la commune des Anses d'Arlet. Des suivis ont été réalisés jusqu'en 2012. Une réflexion est menée pour augmenter le nombre de stations.

### Suivi de la qualité des masses d'eau littorales au titre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)

Le littoral martiniquais est le réceptacle de l'ensemble des écoulements terrestres transportant des charges polluantes issues des activités hu-

maines. Ces flux affectent les écosystèmes marins côtiers et leur biodiversité. Les baies sont particulièrement sensibles du fait d'une courantologie limitant la dispersion et la dilution, mais la découverte récente de récifs coralliens particulièrement préservés dans la baie de Fort de France suggère une forte adaptation des espèces à des conditions extrêmes (OMMM 2012). Les eaux de transition correspondent aux zones de mangrove et aux étangs du sud de l'île (étangs des Salines).

La mise en œuvre de la DCE en Martinique en 2006 a conduit à un réseau d'acquisition de données et d'observations sur l'environnement marin côtier. Des stations DCE de suivi des masses d'eau littorales (eaux côtières et eaux de transition) ont été sélectionnées en 2006-2007 (Carte 1). Elles peuvent appartenir à un ou plusieurs réseaux :

- le réseau de référence s'attache à relever les caractéristiques des milieux préservés des pollutions d'origine humaine. Le bon état est défini comme étant un écart acceptable à la qualité de ces milieux de référence. En Martinique, ce réseau est fonctionnel depuis 2005.
- le réseau de contrôle de surveillance (RCS) permet d'évaluer l'état général des eaux et les tendances d'évolution. En Martinique, le RCS est fonctionnel depuis 2007.
- le réseau de contrôle opérationnel (RCO) a pour rôle d'assurer le suivi des masses d'eau qui ne semblent pas pouvoir respecter l'objectif de bon état à l'échéance 2015, et de mesurer l'impact des mesures entreprises afin d'améliorer leur qualité.

Ces réseaux ont connu plusieurs évolutions. En 2015, les milieux marins font l'objet de 6 stations de référence et 17 stations de contrôle de surveillance. Parmi les critères retenus pour évaluer l'état des milieux côtiers, l'évolution de l'état des récifs et communautés coralliennes a été retenue. Un suivi similaire a été réalisé en 2012 et 2013 dans le cadre du contrat de baie de Fort de France.

Parallèlement, des réseaux de suivi de la qualité du milieu sont mis en œuvre :

- Le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) créé en 2001. Il est composé du RNO-hydro (suivi de la physico-chimie générale) et du RNO-matière vivante (suivi des micropolluants dans l'huile de palétuvier). Ce dernier a été remplacé en 2009 par le ROCCH (Réseau d'Observation de la Contamination Chimique).
- Le Réseau national de surveillance de la qualité de l'eau et des sédiments des ports maritimes (REPOM) depuis 2003.

## EVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS

### Evolution des communautés benthiques

#### Recouvrement corallien

Les assemblages d'espèces qui composent les communautés benthiques des récifs des Antilles sont complexes et associent de nombreux groupes d'organismes (Legrand et al. 2008). Avant les années 1980, les récifs peu profonds étaient dominés par des espèces d'Acroporidae (*Acropora palmata* et *A. cervicornis* – espèces en danger critique d'extinction sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN), qui constituaient un habitat particulier aujourd'hui disparu en Martinique (Adey 1977 ; Battistini 1978 ; Chassaing et al. 1978). Les crêtes récifales et pentes externes des récifs frangeants contemporains ont des recouvrements coralliens très variables selon les conditions environnementales, les pressions s'exerçant dans le secteur et l'histoire des récifs.

Les suivis réalisés en Martinique dans le cadre du GCRMN montrent que ce taux de recouvrement varie de 10,5±0,2 % à 57,7±1,7 % en 2013 (Figure 1), selon les stations (Trégarot et Maréchal 2014). Parmi les 4 sites historiques du suivi, tous indiquent une diminution du re-

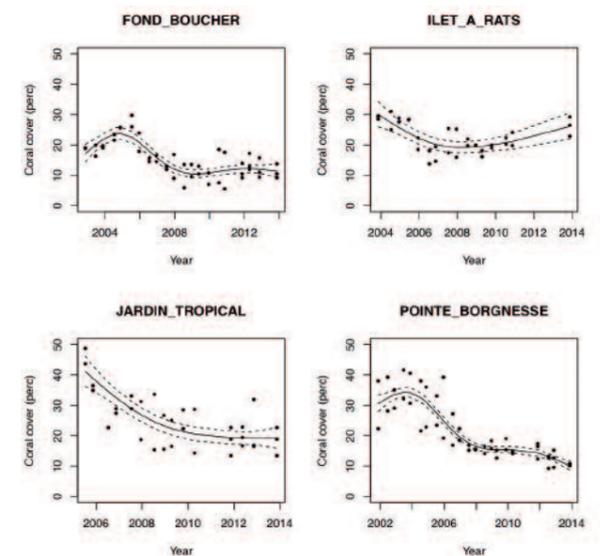


Figure 1 : Evolution du recouvrement corallien. Chaque point correspond à un transect. La ligne pleine représente la moyenne de l'évolution du recouvrement et les lignes hachurées l'intervalle de confiance à 95%. Les données ont été modifiées pour utiliser l'ensemble des transects dans le même modèle statistique (GAM - modèle additif généralisé) et évaluer la significativité des trajectoires du recouvrement corallien.

couvrement corallien dans les communautés au profit d'autres catégories benthiques comme les macroalgues. La régression observée est marquée entre les années 2005 et 2009 (Legrand et al. 2008), puis les valeurs se stabilisent autour de 20 % pour 3 sites sur 4, la station Pointe Borgnesse continuant à se dégrader (Trégarot et Maréchal 2014).

Sur les stations suivies dans le cadre de la DCE (hors stations en commun avec le suivi GCRMN), il est actuellement difficile de conclure à une éventuelle évolution temporelle depuis 2007, l'installation de transects de suivi pérennes ayant été initiée en 2012. Celle-ci permet notamment de s'absourde de la variabilité intrasite. Les taux de recouvrement corallien en 2013 étaient compris entre 0,33 % (Caye Pariadis) et 42 % du substrat total (Baie du Trésor). Certaines stations présentaient des populations macroalgales particulièrement denses :

- Caye Pariadis (84 % de macroalgues non calcaires) et Loup Ministre (57 %) dominées par les Sargasses et qui pourraient être qualifiées « d'algues » et non plus de récifs coralliens ;
- Pinsonelle (63 % de macroalgues non calcaires) et Loup Caravelle (40 %) qui présentent des proportions importantes de Dictyota.

La station Pointe de la Baleine, suivie entre 2009 et 2012 dans le cadre du Réseau Reef Check, présentait un recouvrement corallien correspondant à 21% du substrat en 2012. Lors du suivi 2012, celle-ci affichait une augmentation (16,9% en 2009). Inversement, le recouvrement en macroalgues affichait une diminution sensible (-14% entre 2011 et 2012), de même que la part des turfs algaux (-16% depuis 2009). Un fort taux de blanchissement a toutefois été observé sur près de 30% des colonies présentes sur la station. Le taux de corail mort récemment (<1 an) semblait également augmenter progressivement depuis 2010. Ce phénomène pourrait être lié aux signes de blanchissement mis en évidence, aboutissant éventuellement à la mort de certaines colonies les plus sensibles.

Au cours des dix dernières années, les récifs coralliens ont subi plusieurs événements majeurs, dont l'épisode de réchauffement des eaux de surface de 2005, ayant conduit à un blanchissement massif des coraux toutes espèces confondues (Eakin et al. 2011 ; Maréchal et Pérés 2005 ; Legrand et al. 2008) et une recrudescence des ma-

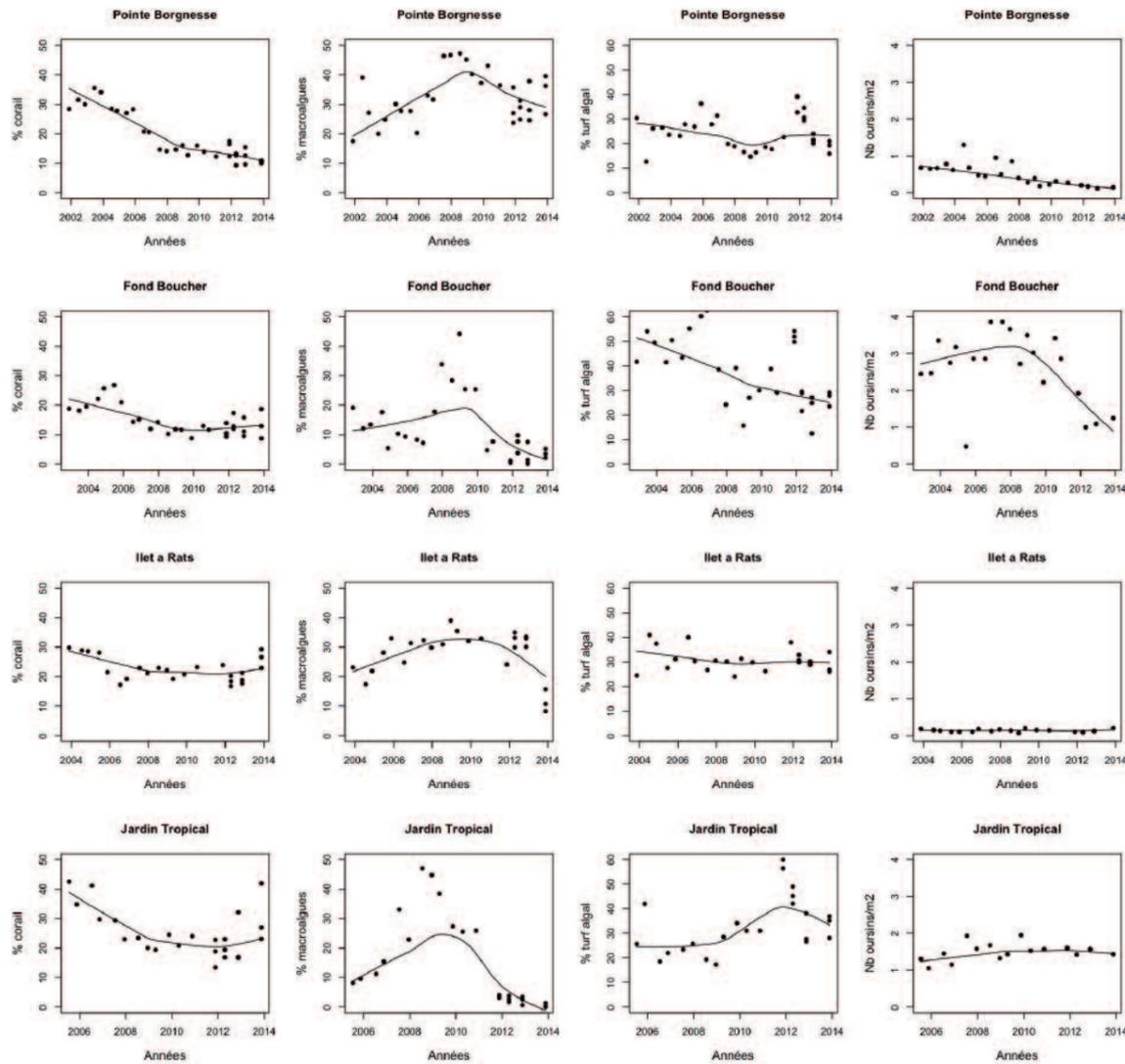


Figure 2 : Evolution des 3 catégories benthiques majeures (corail, macroalgues, turf algal) pour les 4 stations de suivi les plus anciennes. Données exprimées en % du nombre de points examinés (3 x 1000 points par site). La dernière colonne illustre l'évolution des densités de populations d'oursins diadèmes.

## MANGROVES DE LA MARTINIQUE

Cinq espèces de palétuviers sont présentes en Martinique : le palétuvier rouge (*Rhizophora mangle*), le palétuvier blanc (*Laguncularia racemosa*), deux palétuviers noirs (*Avicennia germinans* et *Avicennia schaueriana*) et le palétuvier gris (*Conocarpus erectus*). Les mangroves sont réparties le long des côtes Caraïbe et Atlantique de la moitié sud de l'île, mais sont absentes au nord. Près de 60% des surfaces sont localisées dans la Baie de Fort de France. Le reste est dispersé en petites étendues discontinues depuis Trois îlets jusqu'à la Presqu'île de la Caravelle. Gayot et Laval (2005) distinguent deux types de mangroves : la mangrove sur sédiments argileux et celle sur sédiments argilo-sableux. La première est caractérisée par des massifs hauts et structurés, à la canopée fermée. C'est le cas des mangroves de la Baie de Fort de France, alimentées par de nombreux cours d'eau. La seconde est décrite comme une mangrove basse et clairsemée. Située au pied de petits bassins versants et alimentée par les eaux de ruissellement ou des ravines, elle forme de petits massifs de fond de baie, répartis majoritairement dans le sud et sur la façade Atlantique de l'île.

La mise à jour de l'inventaire des zones humides de Martinique, publié en 2015, fait état de 2 155 ha de mangroves. L'apparente hausse entre ces résultats et les 2 109 ha issus du premier inventaire publié en 2005 résulte de différences méthodologiques et de l'apparition de quelques petites zones. Il est néanmoins important de mettre ces apparitions en parallèle avec la disparition d'un massif sur la commune du Robert et la perte de surface en bordure de nombreux sites. Dans le cadre de ces travaux, des campagnes de terrain ont été menées sur 29 sites représentatifs de la distribution typologique et géographique de ces écosystèmes en Martinique. Ayant fait l'objet d'une campagne similaire lors du premier inventaire, chaque site a été réévalué selon un ensemble de facteurs naturalistes et fonctionnels et anthropiques (Impact Mer et al. 2015). Les résultats préliminaires de la campagne 2015 indiquent que seule la mangrove de la Pointe Vatable, dans la Baie de Génipa, est en très bon état. Dix sites sont en bon état et les 18 autres sont dans un état moyen, mauvais ou détruit. Les causes principales de détérioration, y compris sur la majorité des sites en bon état, sont les remblais, la pollution de l'eau et des sols ainsi que les déchets sauvages.

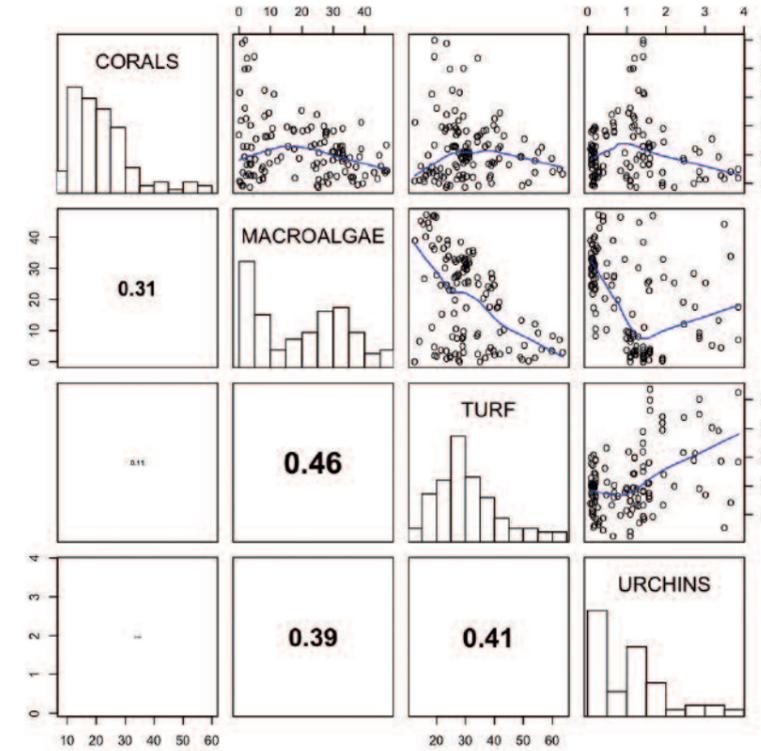


Figure 3 : Corrélation entre les composantes corail, turf algal et macroalgues des communautés (données 2001-2013). La catégorie oursins illustre la pression de l'herbivorie et les capacités de régulation des algues.

ladies coralliennes en 2006 (Cowan et Maréchal 2006, Maréchal et al. 2006). Suite au passage de l'ouragan DEAN en 2007 (Rousseau et al. 2010 ; Maréchal et Dupont 2010 ; Trégarot et Maréchal 2011), les populations coralliennes ont été réduites de 30% en moyenne, mais de façon plus ou moins marquée selon l'exposition des sites.

### Catégories benthiques dominantes

Comme dans toute la région Caraïbe, les communautés coralliennes de Martinique se sont progressivement transformées,

évoluant vers un état écologique où les macroalgues molles sont largement représentées. L'évolution des communautés est principalement caractérisée par une diminution régulière du recouvrement corallien, pouvant être accentuée par des phénomènes naturels de grande ampleur (blanchissement, houle cyclonique). La réduction du recouvrement corallien est rapidement compensée par un accroissement des populations de macroalgues (Figure 2). Le cumul des taux de recouvrement des catégories corail, macroalgues et turf algal sur les stations GCRMN représente en moyenne 76,3% de l'ensemble des catégories benthiques, pour tous les transects et tous les sites. Il existe une dynamique forte d'interaction entre la survie des colonies coralliennes, la présence d'un gazon algal ras maintenu par les herbivores et le développement des macroalgues, essentiellement les genres *Dictyota*, *Lobophora* et *Sargassum*. Toutefois, aucune corrélation significative ne peut être mise en évidence et il s'agit essentiellement de tendances (Figure 2). Les données de densité de populations d'oursins (principalement *Diadema antillarum*) renseignent sur la pression de l'herbivorie pour chaque site, en complément des données sur les peuplements de poissons herbivores (Figure 3).

La Figure 3 illustre les corrélations entre les données des trois catégories benthiques principales.

Il semblerait que plus la catégorie turf algal est importante et moins les macroalgues sont présentes. Par ailleurs, au dessus d'une densité de 1 oursin/m<sup>2</sup>, le recouvrement en macroalgues évolue entre 10 et 20%, alors que pour des densités inférieures, ce taux peut atteindre 50%. Les données semblent montrer également une relation positive entre les taux de recouvrement en turf algal et les densités en oursins diadème, avec cependant une grande variabilité inter-transects. Aucune relation n'est mise en évidence entre la catégorie corail et les autres compartiments.

Cependant, la compétition entre espèces et l'évolution des communautés depuis plusieurs décennies montre une diminution générale du recouvrement corallien au profit des algues, dont les taux de croissance sont beaucoup plus rapides et pour lesquelles les conditions dégradées des masses d'eau côtières sont plutôt favorables (eutrophisation côtière). Les données acquises depuis 10 ans ne permettent pas d'établir de relations significatives entre ces catégories benthiques, bien que la dynamique entre ces compartiments soit bien réelle.

### Composition des peuplements coralliens

56 espèces de coraux scléactiniaires sont référencées dans la base INPN du MNHN pour la Martinique (<http://inpn.mnhn.fr>). Seulement 17 espèces sont recensées en moyenne lors des suivis GCRMN, avec une variabilité oscillant entre 13 et 23 taxons. Parmi les espèces les plus communes, *Porites astreoides* et *Madracis mirabilis* sont largement représentées dans tous les transects. Les formes encroûtantes de *Millepora alcicornis* sont très fréquentes sur les sites à faible profondeur. Dans les récifs frangeants du sud de la Martinique, le genre *Orbicella* (syn. *Montastrea*) tient une part importante du peuplement, avec *P. astreoides* et *M. mirabilis*. Dans les sites du nord de la Martinique, l'espèce *Siderastrea siderea* est une composante significative des communautés. Ces espèces représentent en général plus de 10% de la composition du peuplement corallien. Pour analyser l'évolution du peuplement corallien de la Martinique depuis le début des suivis, nous avons seulement retenu ces espèces majoritaires (Figure 5). L'analyse de la structure des peuplements à l'échelle des quatre sites ne montre pas d'évolution significative. La part relative de chaque espèce est variable sur la période de suivi, mais dans des proportions qui ne permettent pas de conclure à une modification significative de la composition en espèces. Toutefois, ces données ne reflètent pas l'évolution du recouvrement corallien total et montrent que globalement les espèces majoritaires sont affectées de la même manière par les causes de perturbations sur l'ensemble des sites. Quelques espèces opportunistes à croissance rapide peuvent montrer des signes de réactivité suite à une perturbation de l'environnement, comme *P. astreoides*.

## Evolution des peuplements de poissons

Entre novembre 2001 et novembre 2013, 104 espèces de poissons ont été recensées sur les cinq stations de suivi GCRMN de la Martinique (blennies, apogons, gobies et espèces cryptiques exclues). La richesse spécifique oscille entre 32 espèces à l'ilet à Rats (18 campagnes) et 80 espèces à Fond Boucher (20 transects) (Autres sites : Jardin Tropical [66 espèces – 15 campagnes], Pointe Borgnesse [70 espèces – 22 campagnes] et Caye d'Olbian [70 espèces – 3 campagnes]). Les 78 campagnes réalisées totalisent 52 247 poissons, appartenant à 104 espèces et 34 familles, dont 7 majoritaires : Serranidae (13 espèces), Pomacentridae (10 espèces), Scaridae et Haemulidae (9 espèces), Labridae et Lutjanidae (6 espèces), Acanthuridae (3 espèces).

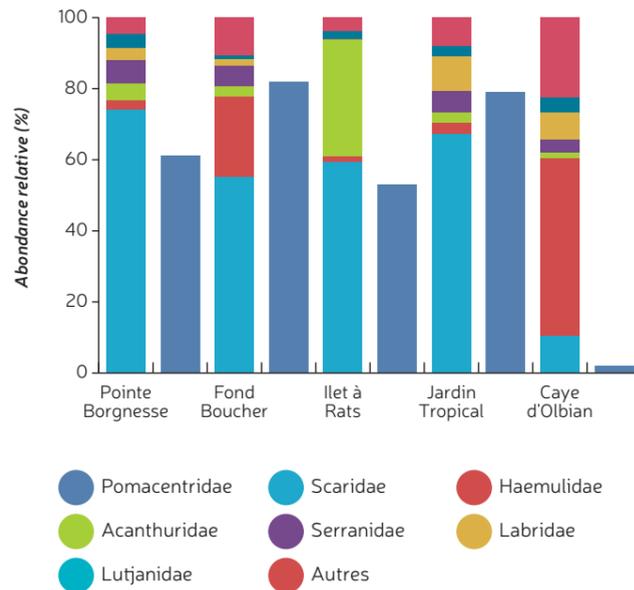


Figure 4 : Abondance relative des familles de poissons récifaux (données 2001-2013). Les Pomacentridae sont traités séparément.

La famille des Pomacentridae domine largement les peuplements ichtyologiques évalués sur les 4 stations de suivi les plus anciennes (entre 53 et 82 %). Cette famille est également la plus importante sur le site Caye d'Olbian (notamment avec *Chromis sp.*), à l'exception du genre *Stegastes sp.* (recouvrement algal très faible). A partir de 2012, les Pomacentridae n'ont plus été comptabilisés sur les transects, à l'exception de deux espèces : *Abudefduf saxatilis* et *Microspathodon chrysurus*.

Les résultats suivants sont présentés en excluant les Pomacentridae du peuplement. La famille des Scaridae a une abondance moyenne relative de 64 % sur les 4 premières stations de suivi. Pour la station Caye d'Olbian, la proportion de Scaridae est beaucoup plus faible avec seulement 10 % de l'abondance relative totale. Les Haemulidae représentent une part importante sur les sites Fond Boucher et Caye d'Olbian (22 % et 50 % respectivement). Les Labridae atteignent 10 % et 8 % de l'abondance relative totale respectivement sur les sites Jardin Tropical et Caye d'Olbian. Les autres familles représentent moins de 5 % de l'abondance totale (Figure 4).

### Densité et biomasse des communautés de poissons

Pour plus de lisibilité et d'homogénéité entre les stations, les données relatives à la famille des Pomacentridae ont été traitées séparément (Tableau 3). Cette famille, qui présente des fortes densités, masque les tendances générales d'évolution des peuplements ichtyologiques.

| Sites                        | Densité moyenne (ind./300 m <sup>2</sup> ) | Biomasse moyenne (g/300 m <sup>2</sup> ) |
|------------------------------|--|--|
| Pointe Borgnesse (2001-2013) | 354 ± 246                                  | 2965 ± 2019                              |
| Fond Boucher (2002-2013)     | 688 ± 383                                  | 3114 ± 3539                              |
| Ilet à Rats (2003-2013)      | 240 ± 159                                  | 5241 ± 4613                              |
| Jardin Tropical (2004-2013)  | 668 ± 441                                  | 4815 ± 3976                              |
| Caye d'Olbian (2011-2013)    | 13 ± 6                                     | 690 ± 397                                |

Tableau 3 : Densités et biomasses moyennes des Pomacentridae.

La variabilité observée chez les Pomacentridae est très importante sur les 4 premières stations mises en place (Tableau 3). Cette variabilité illustre les phases de recrutement larvaire avec des densités plus importantes en saison sèche. Il a été observé en Martinique que les effectifs pouvaient être trois fois plus élevés pendant la saison sèche (Legrand et al. 2008). L'exclusion des Pomacentridae des comptages permet une meilleure appréciation de la distribution des autres espèces.

Les densités moyennes (Figure 6A) varient au cours du temps. Les tendances à la hausse puis à la baisse sont dues essentiellement au recrutement des jeunes poissons et au passage occasionnel de bancs. Le site Caye d'Olbian a une densité nettement supérieure aux autres sites (585 ± 145 ind./300 m<sup>2</sup>), pour lesquels les valeurs sont autour de 200 ind./300 m<sup>2</sup>.

La variabilité des valeurs de biomasse (Figure 6B) est peu importante et relativement stable dans le temps. La biomasse sur le site Caye d'Olbian est largement supérieure à celle des autres sites (52 ± 23 kg/300 m<sup>2</sup>), pour lesquels les valeurs oscillent entre 11 ± 7 kg/300 m<sup>2</sup> (Ilet à Rats) et 16 ± 8 kg/300 m<sup>2</sup> (Pointe Borgnesse).

Ces valeurs évoluent après 2010, sans doute en liaison avec l'utilisation du nouveau protocole et le changement d'observateur. L'utilisation d'un protocole élargi à plus d'espèces avec deux passages semble plus appropriée à l'évaluation fine de la structure des peuplements.

| Sites                        | Densité moyenne (ind./300 m <sup>2</sup> ) | Biomasse moyenne (g/300 m <sup>2</sup> ) |
|------------------------------|--|--|
| Pointe Borgnesse (2001-2013) | 582 ± 269                                  | 19073 ± 7662                             |
| Fond Boucher (2002-2013)     | 838 ± 386                                  | 16628 ± 14511                            |
| Ilet à Rats (2003-2013)      | 471 ± 185                                  | 19153 ± 14533                            |
| Jardin Tropical (2004-2013)  | 849 ± 428                                  | 16008 ± 7124                             |
| Caye d'Olbian (2011-2013)    | 598 ± 145                                  | 52805 ± 18390                            |

Tableau 4 : Densités et biomasses moyennes des peuplements de poissons (hors Pomacentridae).

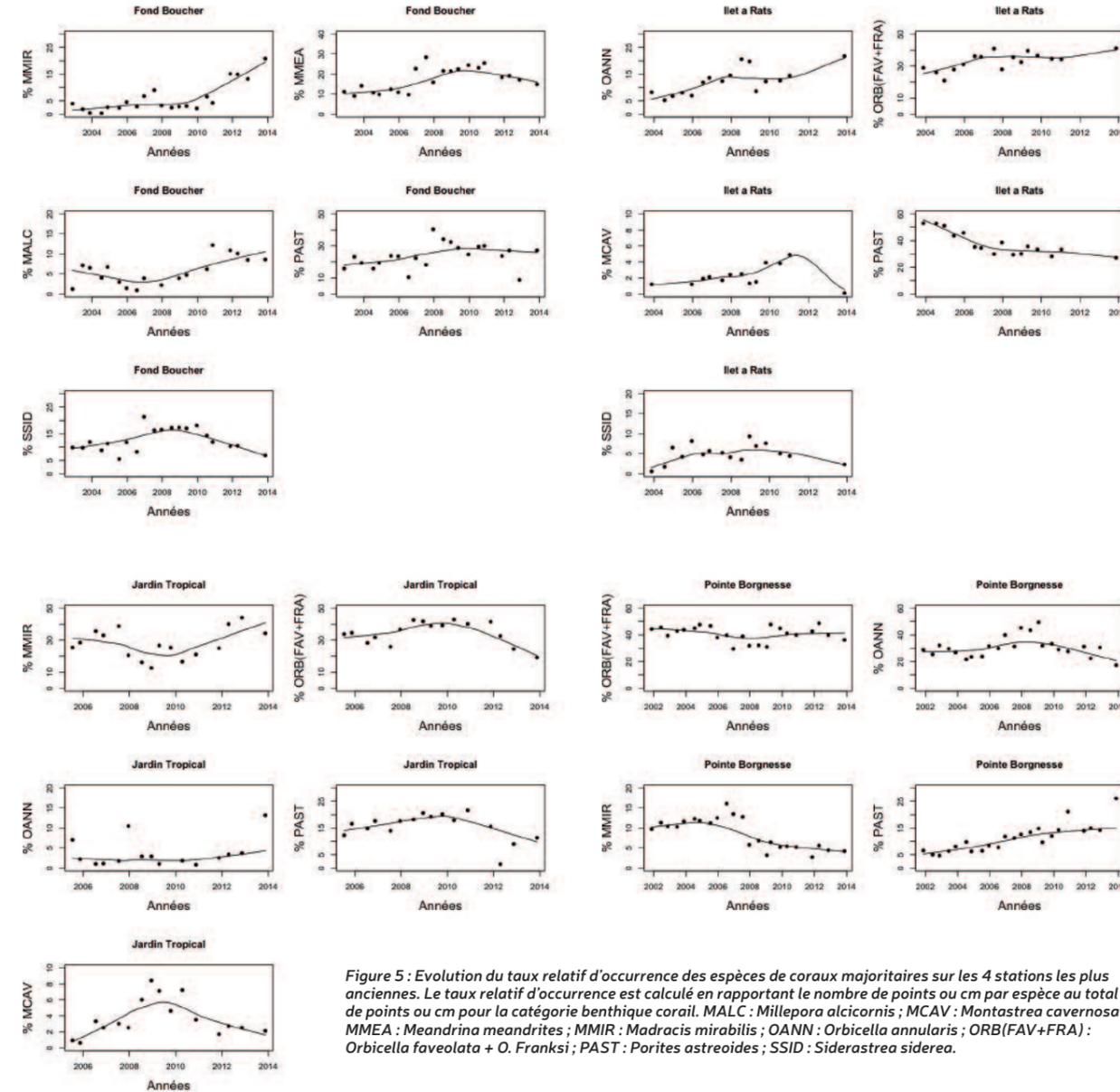
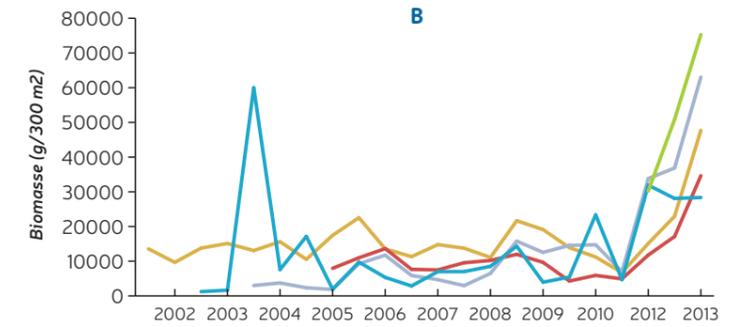
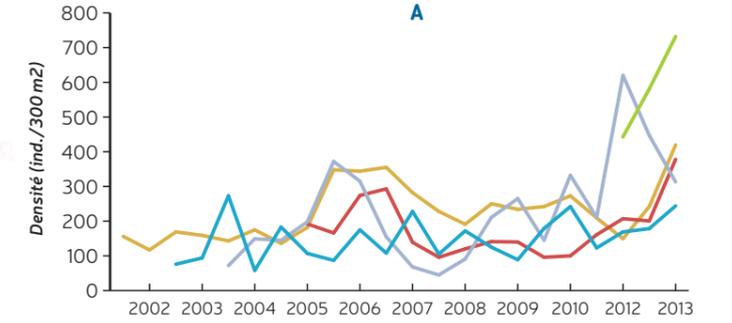


Figure 5 : Evolution du taux relatif d'occurrence des espèces de coraux majoritaires sur les 4 stations les plus anciennes. Le taux relatif d'occurrence est calculé en rapportant le nombre de points ou cm par espèce au total de points ou cm pour la catégorie benthique corail. MALC : *Millepora alcicornis*; MCAV : *Montastrea cavernosa*; MMIR : *Madracis mirabilis*; OANN : *Orbicella annularis*; ORB(FAV+FRA) : *Orbicella faveolata* + *O. Franksi*; PAST : *Porites astreoides*; SSID : *Siderastrea siderea*.



● Caye d'Olbian ● Fond Boucher ● Ilet à Rats  
● Jardin Tropical ● Pointe Borgnesse

Figure 6 : A) Evolution de l'abondance totale et B) Evolution de la biomasse totale en poissons (hors Pomacentridae).



### Groupes trophiques

L'analyse des abondances relatives moyennes par groupe trophique (Figure 7A) souligne l'importance des omnivores et des planctonophages, représentés respectivement par les genres *Stegastes sp.* et *Chromis sp.* Les herbivores (principalement les Scaridae et Acanthuridae) occupent également une place importante sur tous les sites de suivis, en particulier Pointe Borgnesse (58 %), Jardin Tropical (69 %) et Ilet à Rats (89 %). La part des herbivores sur le site Caye d'Olbian est relativement faible et évaluée à 12 % de l'abondance totale.

L'analyse des biomasses moyennes par groupe trophique (Figure 7B) montre une forte présence des herbivores sur les sites dont le recouvrement algal est important (Pointe Borgnesse et Ilet à Rats avec respectivement 9 276 g/300 m<sup>2</sup> [58 %] et 11 592 g/300 m<sup>2</sup> [82 %]). A l'inverse, les sites avec peu de couverture algale ont une proportion d'herbivores beaucoup plus faible (Fond Boucher et Caye d'Olbian avec respectivement 2 393 g/300 m<sup>2</sup> [17 %] et 1 951 g/300 m<sup>2</sup> [4 %]). Ces sites ont, en revanche, des biomasses importantes en carnivores 1, représentés par les Haemulidae et Lutjanidae, souvent présents en bancs.

Les carnivores 2 occupent une biomasse relativement importante sur les sites Pointe Borgnesse (29 %), Jardin Tropical (29 %) et Caye d'Olbian (21 %).

Depuis 2011, les écosystèmes côtiers sont sujets à l'invasion du poisson-lion (*Pterois volitans/miles*) dont les populations ont pris une ampleur incontrôlable (Trégarot et al. 2015), avec une valeur moyenne de densité de 480 ind./ha en 2013 en Martinique.

Sur la station Reef Check de la Pointe de la Baleine, les peuplements de poissons étaient relativement abondants en 2012 et dominés par les Haemulidae. Les autres catégories cibles sont représentées en faible proportion et l'absence de maillons trophiques élevés (mérours) attestait d'un certain déséquilibre des peuplements et probablement d'une pression de pêche forte.

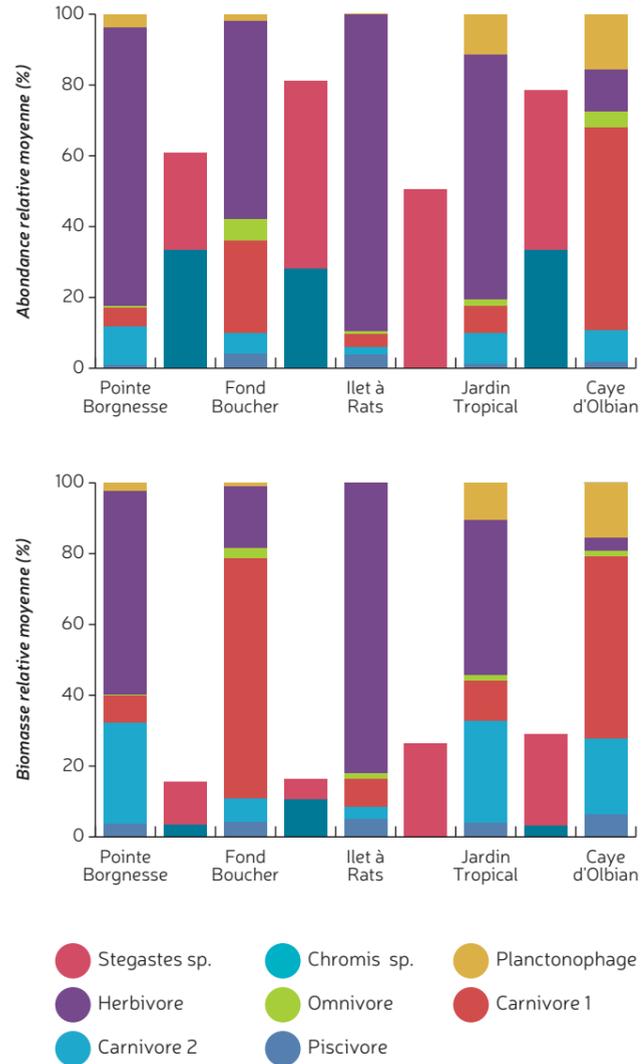


Figure 7 : A) Abondance relative moyenne (%) et B) Biomasse relative moyenne (%) par groupe trophique sur les 5 stations de suivi (2001-2013). Les genres *Chromis* et *Stegastes* (*Pomacentridae*) sont représentés séparément (pas de comptage des *Pomacentridae* à Caye d'Olbian).

### Zone protégée vs zone pêchée

Parmi les stations de suivi IFRECOR, le site Pointe Borgnesse est localisé au sein d'un cantonnement de pêche (Maréchal 2008). La comparaison avec la station Jardin Tropical, proche géographiquement, permet de mettre en évidence des différences significatives pour certaines familles (Tableau 5).

La comparaison des valeurs des biomasses totales ne montre aucune différence. Toutefois, les Scaridae, qui dominent la biomasse des peuplements ichthyologiques sur ces sites (74 % sur Pointe Borgnesse, 67 % sur Jardin Tropical), ont des valeurs de biomasse et de densité significativement plus importantes à Pointe Borgnesse (R software - test de Wilcoxon et Mann-Whitney, densité : p-value = 0,03 ; biomasse : p-value = 0,00016). Cette différence s'explique par la présence d'un habitat sans doute plus favorable (couverture algale favorable aux herbivores) et par l'effet de protection qu'offre le cantonnement. Les individus atteignent des tailles importantes qui ne sont pas recensées en dehors de la zone protégée. Ces données sont confirmées par les résultats de l'application de la méthode FAST caraïbes (Fumaroli 2011). D'autres études (Criquet 2009a ; Criquet 2009b) montrent des effets positifs de la protection sur les tailles moyennes et les densités de certaines espèces de poissons tropicaux.

|                                    | Jardin Tropical (2004-2013) | Pointe Borgnesse (2001-2013) | Test Wilcoxon     |
|------------------------------------|-----------------------------|------------------------------|-------------------|
| Biomasse (g./300 m <sup>2</sup> )  | 4610 ± 2216                 | 8843 ± 3830                  | p-value = 0,00016 |
| Densité (ind./300 m <sup>2</sup> ) | 121 ± 68                    | 168 ± 67                     | p-value = 0,03    |

Tableau 5 : Comparaison des biomasses et densités moyennes des Scaridae sur les sites Pointe Borgnesse et Jardin Tropical (intérieur et extérieur du cantonnement de pêche de Sainte Luce).

### HERBIERS DE PHANÉROGAMES MARINES

Sept espèces de phanérogames sont présentes en Martinique (Rouzé 2010 ; Hily et al. 2010) : *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii*, *H. beaudettei*, *Halophila baillonis*, *H. decipiens* et *H. stipulacea*, espèce invasive observée pour la première fois en Martinique en 2006 (DEAL 2011 ; Willette et al. 2014) qui est devenue l'espèce phanérogame dominante sur la côte nord-ouest (Maréchal et al. 2013 ; Le Moal et al. 2015). La superficie des herbiers de la Martinique a été estimée en 2009 à 49,74 km<sup>2</sup> (OMMM2009 ; Legrand 2010). Ils couvrent 11% des fonds de 0 à 50 m, les herbiers les plus vastes étant localisés dans la moitié sud de l'île (Legrand et al. 2012).

Neuf stations d'herbiers implantées dans différentes masses d'eaux sont suivies depuis 2007 dans le cadre de la DCE. Une typologie issue de l'analyse de 31 stations échantillonnées en 2013 a permis de décrire trois types d'herbiers, principalement différenciés par la composition spécifique des phanérogames et par la densité de certains taxons de macrofaune et de macroalgues : les herbiers monospécifiques à *Thalassia testudinum*, les herbiers mixtes à *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum* et les herbiers à *Halophila stipulacea* (Le Moal et al. 2015).

Entre 2006 et 2010, 65,7% des communautés benthiques des fonds sableux de la côte nord caraïbe ont changé, dont 58,2% en faveur d'*H. stipulacea* (Maréchal et al. 2013). Les changements en faveur de cette espèce dans les zones d'herbiers stricts représentent 88,6%, soulignant ses grandes capacités d'expansion. Une étude consacrée à la biodiversité de ces nouveaux herbiers et à leur fonction de nurserie pour les juvéniles des poissons tropicaux a montré que cette espèce n'avait pas d'incidence sur la richesse spécifique, ni sur les densités des peuplements (Carturan 2011).

Outre les pressions anthropiques, les herbiers de la Martinique, déjà fragilisés dans plusieurs secteurs de l'île subissent depuis 2011 les effets des échouages massifs de sargasses pélagiques. Une étude récente révèle un fort impact de ces échouages sur les herbiers à *Thalassia testudinum*, avec une diminution de leur limite haute et un blanchissement des plants (Thabard et Pouget-Cuvelier 2014 ; ImpactMer données non publiées). De nombreux efforts sont réalisés par les communes littorales pour aménager des zones de mouillage et limiter l'impact des ancrages et chaînes sur les herbiers.

### CONCLUSION

L'état des milieux marins côtiers s'est globalement dégradé depuis que leur état de santé est régulièrement suivi. Cette évolution est marquée par une diminution générale du recouvrement corallien et une forte augmentation des populations d'algues. Ces changements sont dus à la mauvaise qualité des eaux côtières et aux apports réguliers de sédiments, produits phytosanitaires et rejets divers (dont les eaux usées des systèmes d'assainissement non collectif), mais également aux phénomènes de plus grande ampleur tels que les houles cycloniques et le réchauffement des eaux marines de surface. Toutefois, l'indicateur « recouvrement corallien » se stabilise autour de 20% pour trois stations sur cinq, une station continuant à se dégrader. Une station présente près de 60% de recouvrement corallien, ce qui en fait un site exceptionnel pour la région Martinique. Malgré la création d'une réserve marine régionale dans le nord caraïbe de la Martinique fin 2014, la plupart des récifs coralliens en meilleur état de santé ne font l'objet d'aucune protection en 2015. Par ailleurs, la contamination des milieux marins côtiers par la chlrodécone a conduit à la création de zones d'interdiction de pêche dans les secteurs atlantiques et dans la baie de Fort de France (Bertrand et al. 2009, Bertrand et al. 2012), mais aucun suivi de l'évolution de ces secteurs n'est réalisé.

La fluctuation des valeurs moyennes décrivant les peuplements de poissons montre une variabilité modérée des populations dans les habitats coralliens. Cette variabilité sensible rend d'autant plus difficile l'utilisation d'un protocole standard et robuste statistiquement pour mettre en évidence des différences temporelles. La diversité des peuplements de poissons des sites de suivi GCRMN de la Martinique (104 espèces) est inférieure à celle rencontrée dans le Golfe du Mexique et d'autres îles de la Caraïbe (Loretto 2003 ; Pattengill-Semmens et Gittings 2003). Globalement, les valeurs de biomasse relatives aux peuplements de poissons sont faibles sur les sites de suivi de la Martinique et sur l'ensemble du territoire (Rousseau 2010 ; Fumaroli 2010). La répartition des individus par classes de taille montre une forte proportion de poissons de petites tailles. Les pratiques de pêche artisanale intensives et non spécifiques en Martinique (casiers, filets) ont une incidence sur la structure des peuplements de poissons. Cette différence est significative lorsque les données de Martinique sont comparées avec celles d'autres îles de la Caraïbes (Antilles néerlandaises), où l'effort de pêche est très faible et la protection des milieux marins beaucoup plus forte (OMMM 2011).





## Références bibliographiques

ADEY W H, ADEY P J, BURKE R, KAUFMAN L, 1977. The holocene reef systems of eastern Martinique, French West Indies. *Atoll Res. Bull.* 218: 16-41.

BATTISTINI R, 1978. Les récifs coralliens de la Martinique. Comparaison avec ceux du sud-ouest de l'océan Indien. *Cah. ORSTOM Océanogr.* 16 : 157-177.

BERTRAND J, ABARNOU A, BOCQUENE G, CHIFFOLEAU JF, REYNAL L, 2009. Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe. *IFREMER.* 123p.

BERTRAND JA, DROMER C, REYNAL L, 2012. Etude de la contamination de la langouste blanche *Panulirus argus* et de la langouste brésilienne *P. guttatus* par la chlordécone le long de la côte atlantique de la Martinique. *IFREMER Martinique.* 37p.

BINET T, BOROT DE BATTISTI A, FAILLER P, MARECHAL JP, 2014. Valeur économique totale des écosystèmes marins et côtiers de la future aire marine protégée régionale du Prêcheur (Martinique). *Études caribéennes ; DOI : 10.4000/etudescaribeennes.6620.*

BOUCHON C, LABOREL J, 1986. Les peuplements coralliens des côtes de la Martinique. *Ann. Inst. Océanogr. Paris* 62 : 199-237.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. Université des Antilles et de la Guyane.

CARRIBEAN COASTAL MARINE PRODUCTIVITY PROGRAM (CARICOMP), 2001. CARICOMP methods manual, levels 1 and 2. Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean.

CARTURAN B, 2011. Impact de l'espèce invasive *Halophila stipulacea* sur la biodiversité des herbiers de magnoliophytes marines en Martinique. Centre d'Océanologie de Marseille. Rapport OMMM. 55p.

CHASSAING JP, DELPLANQUE A, LABOREL J, 1978. Coraux des Antilles françaises. *Rev. Fr. Aquariol.* 5 : 57-84.

CRICQUET G, 2009a. Impacts des cantonnements de pêche sur les peuplements de poissons exploités à la Martinique : exemple des cantonnements de la Baie du Robert et de l'Îlet à Ramier. 25p.

CRICQUET G, 2009b. Variabilité spatiale et temporelle de la structure des peuplements ichthyologiques exploités à la Martinique: Impact des réserves

marines de pêche. Thèse de doctorat EPHE. 148p.

DEAL GUADELOUPE ET MARTINIQUE, 2011. Diagnostic sur l'invasion biologique aux Antilles Françaises, dans : Diagnostic sur l'invasion biologique aux Antilles Françaises, Pointe de Jaham, Martinique, vol. 3. 143p.

EAKIN CM, MORGAN JA, HERON SF, SMITH TB, LIU G, et al., 2010. Caribbean Corals in Crisis: Record Thermal Stress, Bleaching, and Mortality in 2005. *PLoS ONE* 5(11): e13969. doi:10.1371/journal.pone.0013969.

FAILLER P, PETRE E, MARECHAL JP, 2010. Valeur économique totale des récifs coralliens, mangroves et herbiers de la Martinique. *Études caribéennes ; DOI : 10.4000/etudescaribeennes.4410.*

FAILLER P, MARÉCHAL JP, 2012. Value of seagrass at the French Island of Martinique in the Caribbean. *The Ecosystem Promises* 01/2012: 152-153.

FAILLER P, PETRE E, BINET T, MARECHAL JP, 2015. Valuation of marine and coastal ecosystem services as a tool for conservation: The case of Martinique in the Caribbean. *Ecosystem Services* 11: 67-75.

FUMAROLI M, MARECHAL JP, 2010. Synthèse des données sur les cantonnements de pêche et zones d'intérêt halieutique en Martinique. OMMM. 104p.

GAYOT M, LAVAL S, 2005. Inventaire des zones humides de la Martinique. PNRM. 77 p.

HILY C, DUCHENE J, BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, GIGOU A, PAYRI C, VEDIE F, 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer français. HILY C, GABRIE C, DUNCOMBE M coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral. 140p.

IMBERT D, MIGEOT J, 2009. Impact de l'Ouragan Dean sur les forêts côtières inondables de la Martinique : le cas de la mangrove de Ducos et de la forêt marécageuse du Galion. Rapport pour IREN. 16p.

Impact-Mer, Pareto Ecoconsult, Equilibre, 2013. Directive Cadre européenne sur l'Eau. Suivi des Stations des Réseaux de Référence et de Surveillance des Masses d'Eau côtières et de Transition au Titre de l'année 2013. Volet Biologie. Rapport de synthèse : Réseau référence. Rapport pour DEAL, ODE. 138p.

Impact-Mer, Bios, IGED, 2015. Inventaire des zones humides de la Martinique. Mise à jour de l'inventaire, évolution temporelle des zones humides et préconisations générales de gestion. 220p.

KOHLER KE, GILL SM, 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geos-*

*ciences* 32(9): 1259-1269.

LEGRAND H, ROUSSEAU Y, PERES C, MARECHAL JP, 2008. Suivi écologique des récifs coralliens des stations IFRECOR en Martinique de 2001 à 2006. *Rev. d'Ecol.* 63(1-2) : 67-84.

LEGRAND H, 2010. Cartographie des biocénoses benthiques du littoral martiniquais et eutrophisation en zone récifale en relation avec les sources de pression d'origine anthropique. Thèse de doctorat, EPHE, CNRS, CNRS, OMMM, DIREN Martinique. 297p.

LEGRAND H, LENFANT P, SOTHERAN I S, FOSTER-SMITH RL, GALZIN R, MARECHAL JP, 2012. Mapping marine benthic habitats in Martinique (French West Indies). *Caribbean Journal of Science* 46: 267-282.

LE MOAL M, KERNINON F, AISH A, MONNIER O, DORE A, PAYRI C, 2015. Typologie des herbiers de Martinique. Rapport Onema-MNHN. 34p.

LINTON D, FISHER T, 2004. Caribbean coastal marine productivity program: 1993-2003. Caribbean coastal marine productivity program (CARICOMP).

LORETO RM, LARA M, SCHMITTER-SOTO JJ, 2003. Coral reef fish assemblages at Banco Chinchorro, Mexican Caribbean. *Bull. Mar. Sci.* 73: 153-170.

MARECHAL JP, 2008. No-take zone as management tool for artisanal fisheries in Martinique, FWI. Proc. 6th Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Punta Cana Dominican Republic, November, 2007: 502-508.

MARECHAL JP, DUPONT P, 2010. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens de Martinique - campagnes 2010. OMMM.

MARECHAL JP, MEESTERS EH, VEDIE F, HELLIO C, 2013. Occurrence of the alien seagrass *Halophila stipulacea* in Martinique (FWI). *Mar. Biodiversity Records* 6: 1-5.

MARECHAL JP, PERES C, 2005. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens de Martinique - campagne 2005. OMMM. 62p.

MARECHAL JP, PERES C, REIMONENQ G, 2006. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens de Martinique - campagnes 2006. OMMM. 66p.

MARECHAL JP, TREGAROT E, 2012. Projet d'extension du port de commerce de Fort de France - Cartographie Grande Sèche. 13p.

OMMM, 2009. Base de données cartographique des fonds marins côtiers de la Martinique : Biocénoses benthiques. Rapport technique. 76p

OMMM, 2011. Caractérisation et comparaison des peuplements ichthyologiques et benthiques de zones à statut de protection différents : Martinique et Bonaire. 41p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

PARETO, 2013. Réseau de suivi de l'état de santé des récifs coralliens Reef Check en Guadeloupe : Bilan d'activité 2012 : suivi Guadeloupe, Saint-Martin, Martinique et Marie Galante. 72p + Annexes.

PATTENGILL-SEMMENS CV, GITTINGS R, 2003. A rapid assessment of the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary (stony corals, algae and fishes) in: JC Lang (ed.), Status of coral reefs in the western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Program. *Atoll Res. Bull.* 496: 500-510.

ROUSSEAU Y, GALZIN R, MARECHAL JP, 2010. Effects of hurricane Dean on Caribbean coral reefs of Martinique, French West Indies. *Cybiurn* 34: 243-256.

ROUSSEAU Y, 2010. Structure des peuplements ichthyologiques des récifs coralliens de la Martinique en relation avec la qualité de l'habitat. Thèse de doctorat, EPHE. 302p.

ROUZE H, 2010. Les herbiers de Martinique - Synthèse. OMMM. 38p.

THABARD M, POUGET-CUVELIER A, 2014. Incidences des échouages de sargasses pélagiques sur les côtes Martiniquaises. Présentation IFRECOR décembre 2014.

TREGAROT E, 2010. Etat de santé des récifs coralliens d'après les données benthos des suivis IFRECOR (2001-2009) et mise en place d'un protocole vidéo (application à Bonaire 2010). OMMM. 37p.

TREGAROT E, MARECHAL JP, 2011. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens - campagne 2011. OMMM. 19p.

TREGAROT E, MARECHAL JP, 2014. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens - campagne 2013. OMMM. 109p.

TREGAROT C, FUMAROLI M, ARQUE A, HELLIO C, MARECHAL JP, 2015. First records of the red lionfish (*Pterois volitans*) in Martinique, FWI: monitoring invasion status through visual surveys. *Marine Biodiversity Records* 8:1-7.

WILLETTE DA, CHALIFOUR J, DEBROT AOD, ENGEL MS, MILLER J, OXFORD HA, SHORT FT, STEINER SCC, VEDIE F, 2014. Continued expansion of the trans-Atlantic invasive marine angiosperm *Halophila stipulacea* in the Eastern Caribbean. *Aquatic Botany* 112: 98-102.



# Saint-Barthélemy et Saint-Martin

**AUTEURS :**  
 Claude BOUCHON, Christelle BATAILLER, Yolande BOUCHON-NAVARO, Julien CHALIFOUR, Fanny KERNINON, Franciane LEQUELLEC, Pedro PORTILLO, Marie WINDSTEIN

## TABLE DES MATIÈRES

|  |    |
|--|----|
| Introduction   | 00 |
| Les réseaux de suivi des récifs coralliens                 | 00 |
| • Le suivi GCRMN   | 00 |
| • Le suivi de la qualité des masses d'eau littorales (DCE) | 00 |
| • Le Réseau de suivi des Aires Marines Protégées           | 00 |
| • Le Réseau Reef Check                                     | 00 |
| Évolution de l'état de santé des récifs                    | 00 |
| • SAINT-BARTHÉLEMY   | 00 |
| • SAINT-MARTIN   | 00 |
| Conclusion   | 00 |
| Références bibliographiques                                | 00 |

## INTRODUCTION

### Géographie-Climat, Socio-économie

Les îles des Saint-Barthélemy et de Saint-Martin font partie des Antilles françaises et sont situées dans l'arc des Petites Antilles. Leur superficie est respectivement de 24 km<sup>2</sup> pour Saint-Barthélemy et de 54 km<sup>2</sup> pour la partie française de Saint-Martin, la partie sud de l'île (Sint-Marteen : 39 km<sup>2</sup>) étant rattachée aux Antilles néerlandaises. Au dernier recensement de 2012, Saint-Barthélemy comprenait environ 9 131 habitants et Saint-Martin 35 742 habitants.

D'un point de vue administratif, les deux îles étaient par le passé rattachées au département de la Guadeloupe. Depuis le 15 juillet 2007, Saint-Barthélemy et la partie française de l'île de Saint-Martin ont acquis chacune le statut de Collectivité territoriale d'Outre-mer (COM). À Saint-Barthélemy, la compétence administrative sur l'environnement est du domaine de la collectivité alors qu'à Saint-Martin, elle est restée attachée à la DEAL de Guadeloupe.

L'économie de Saint-Barthélemy est essentiellement basée sur le tourisme de luxe. La pêche à Saint-Barthélemy est une activité artisanale qui utilise de petites embarcations non pontées.



Cette activité rassemble une vingtaine de pêcheurs. À Saint-Martin, l'économie de l'île est en grande partie liée aux activités touristiques (tourisme de croisière). La pêche, comme à Saint-Barthélemy, est artisanale et souvent exercée de façon informelle. Les professionnels de la pêche inscrits officiellement au registre des Affaires Maritimes sont environ une dizaine à Saint-Martin.

Saint-Barthélemy possède une réserve naturelle marine créée en 1996, qui est actuellement gérée par l'agence de l'environnement de la COM. Cette réserve est éclatée sur cinq pôles et couvre 1200 ha (Figure 1).

Saint-Martin possède deux réserves naturelles, situées respectivement dans les parties française et hollandaise. Créée en 1998, la Réserve Naturelle Nationale est gérée par l'Association de Gestion de la Réserve Nationale de Saint-Martin, association loi de 1901 (AGRNSM). Cette réserve occupe une surface de 3 054 ha, comprenant une partie terrestre de 154 ha, une partie lagunaire de 104 ha et une partie maritime de 2 796 hectares (Figure 2). L'ensemble des espaces naturels gérés par la réserve bénéficie des labels RAMSAR et SPAW. Enfin, le sanctuaire des mammifères marins AGOA, qui s'étend sur l'ensemble des Antilles françaises, concerne également les deux îles.

### Présentation des récifs coralliens de Saint-Barthélemy et Saint-Martin

Le milieu marin des îles de Saint-Barthélemy et Saint-Martin a fait l'objet d'études relativement récentes (Roos 1971 ; Bak 1975 ; Courboulès et al. 1992 ; Smith et al. 1997 ; Bouchon et al. 2004, 2008a,b, 2014, Eakin et al. 2010 ; Hilly et al. 2010).

Les îles de Saint-Barthélemy et de Saint-Martin ont une origine géologique complexe, à la fois volcanique et sédimentaire. Leurs côtes sont constituées essentiellement par des falaises actives entrecoupées de baies assez nombreuses. L'absence de rivières pérennes entraîne l'absence d'estuaire. Cependant, les processus de régulation des côtes au cours des derniers millénaires ont fait que nombre de baies sont, au moins en partie, coupées par des cordons sableux qui délimitent des lagunes plus ou moins fermées, parfois de très grande taille et d'un grand intérêt biologique.

Les fonds marins sont caractérisés par la présence d'une plate-

forme insulaire qui constitue le socle des îles d'Anguilla, Saint-Martin et Saint-Barthélemy. Sa profondeur est de l'ordre de 30 m entre Saint-Barthélemy et Saint-Martin, de 20 m entre Saint-Martin et Anguilla. Elle s'accroît vers le large et la plateforme se termine par un bord abrupt entre 40 et 50 m de profondeur. La surface de ce plateau est constituée par une dalle rocheuse horizontale portant des traces d'érosion en cannelure et couverte d'épandages de rhodolithes. Elle présente de faibles élévations occupées par des communautés coralliennes peu développées et des dépressions sableuses colonisées, jusqu'à près de 30 m par des herbiers à *Syringodium filiforme*. Il existe sur cette plateforme des traces d'érosions subaériennes constituées par des formations karstiques immergées (puits, boyaux et grottes), observées entre 5 et 40 m devant Dog Island à Anguilla.

D'un point de vue géomorphologique, les formations coralliennes peuvent être classées en quatre types :

- 1) des communautés coralliennes non-bioconstructrices sur substrat rocheux : elles sont observables sur tout le littoral des îles de Saint-Barthélemy et de Saint-Martin et autour des îlots (Fourche, Chevreau, Tortue, Tintamarre, Pain-de-Sucre, Beef Barrel...), ainsi que sur les moutonnements rocheux de la plateforme insulaire. Ces formations, les plus abondantes, laissent intactes la morphologie rocheuse sous-jacente. Leur biodiversité est en général la plus importante parmi les formations coralliennes ;
- 2) des récifs embryonnaires constitués par l'anastomose de petits massifs coralliens sont rencontrés dans certaines baies (ex : Petite Anse à Saint-Barthélemy) ;
- 3) des récifs frangeants peu développés sur des fonds de 10 m. Essentiellement bâtis par les coraux *Acropora palmata*, *Orbicella faveolata* et *O. annularis*, ils ferment certaines baies (baie de Saint-Jean) ou relient des îlots au littoral (Tortue, Caye Verte, etc.). On les rencontre également aussi sur les côtes situées au-vent des îles ;
- 4) des récifs barrières bien développés sur des fonds d'une vingtaine de mètres (ex : récif de la côte de Tintamarre). Ces récifs barrières sont le mieux représentés sur la côte nord d'Anguilla par l'ensemble récifal de Prickly Pear Island et par celui de Shoal Bay.

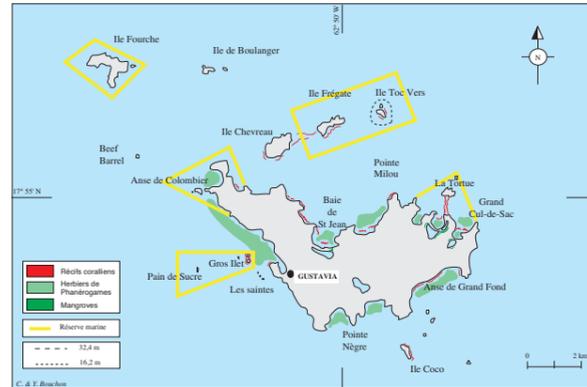


Figure 1 : L'île de Saint-Barthélemy. Emplacement de la réserve marine et des stations de suivi des récifs coralliens.

Ces formations récifales abritent une faune corallienne riche d'une quarantaine d'espèces identique à celles des autres îles des Petites Antilles. Toutefois, à l'exception des formations bioconstructrices à *Acropora palmata* et *Orbicella spp*, la taille des colonies coralliennes est en général plus petite à Saint-Barthélemy et à Saint-Martin que dans les autres îles de l'Arc Antillais. Ce phénomène est probablement dû aux passages fréquents des ouragans et des tempêtes tropicales dont les houles ont un effet dévastateur sur les peuplements coralliens.



Figure 2 : L'île de Saint-Martin. Emplacement de la réserve marine et des stations de suivi des récifs coralliens.

## LES RÉSEAUX DE SUIVI DES RÉCIFS CORALLIENS

### Le suivi GCRMN

À l'initiative de la Réserve Marine de Saint-Barthélemy, deux sites de suivi à long terme de l'évolution des communautés marines récifales ont été mis en place dans cette île. Le premier site, dont l'étude a débuté en 2002, est situé dans la réserve marine, à la Baleine du Pain-de-Sucre.

Le second site est localisé (depuis 2003) à titre de comparaison, en dehors de la réserve sur la côte ouest de l'îlet Coco (Figure 2). L'étude de ces sites avait pour but (1) de suivre l'évolution des communautés marines à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve ; (2) de mettre en évidence l'effet de celle-ci et (3) d'inscrire cette réserve dans un réseau international de suivi des récifs coralliens (Global Coral Reef Monitoring Network : GCRMN).

Un transect fixe de 150 m de long a été installé sur les deux sites entre 10 et 13 m de fond. Les études ont porté à la fois sur les communautés benthiques récifales, mais également sur les peuplements de poissons qui leur sont associés. L'étude a été répétée deux fois par an (saison humide et saison sèche) de 2002 à 2006. À partir de 2007, devant les faibles variations saisonnières observées pour le benthos et une fois les variations saisonnières identifiées pour les poissons, les relevés sont devenus annuels. Ce suivi à long terme a été réalisé par l'équipe Borea-Dynecar de l'université des Antilles associée à l'équipe de la Réserve Marine de Saint-Barthélemy.

L'étude des communautés benthiques est effectuée le long de six transects linéaires de 10 m dans chaque station (Bouchon et al. 2008). Les relevés portent sur 1) **les coraux**, pris au sens large (Scléactiniaires et Hydrocoralliaires) pour lesquels l'intercept, la longueur, la largeur, la hauteur et l'état de santé (pourcentage de surface de tissus nécrosés) de chaque colonie sont mesurés, 2) le **recrutement corallien**, évalué en dénombrant les jeunes colonies dont la taille est inférieure à 2 cm ( coraux de moins d'un an), 3) le **taux de recouvrement du substrat par les algues** en distinguant le gazon algal « turf », les cyanobactéries et les macroalgues. Ces dernières sont séparées en macro-algues vertes (« calcifiées » et « molles »), brunes et rouges (Corallinacées encroûtantes et algues rouges érigées calcifiées ou non), 4) **les au-**

**tres invertébrés sessiles** par grand groupe taxinomique (Spongiaires, Actiniaires, Zoanthaires, Tuniciers, ...).

**Les poissons** sont identifiés et les individus dénombrés à l'intérieur de cinq "bandes-transects" de 30 m de long sur 2 m de large par 5 m de hauteur au dessus du fond, le long de deux transects fixes de 150 m. Au total, 10 relevés (de 30 m x 2 m) sont réalisés par station (Bouchon et al. 2008). À partir de ces données quantitatives, il est possible d'estimer les abondances de poissons, en nombre d'individus et en biomasse, rapportées à une unité de surface de récif.

Les poissons récifaux sont répartis en six catégories trophiques (Bouchon-Navaro et al. 1992). L'évolution de celles-ci a également été suivie sur la période d'étude.

### Le suivi de la qualité des masses d'eau littorales (DCE)

Dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), à Saint-Martin en 2007, deux stations de suivi des masses d'eau littorales ont été sélectionnées. Elles sont implantées dans l'enceinte de la Réserve Naturelle Nationale de Saint-Martin (Figure 2).

La station de Chicot (13 m de profondeur), située à proximité de l'îlet Tintamarre, a fait l'objet d'un suivi des communautés coralliennes, du phytoplancton et de la qualité de l'eau. La station du Rocher Créole (6 m) constitue une station de suivi des herbiers de Magnoliophytes marins. Dans ces deux sites, les communautés coralliennes et les herbiers ont été étudiés en 2009, 2011, 2013 et 2014.

Parmi les descripteurs retenus pour évaluer l'état des communautés benthiques, citons l'évolution de la structure du peuplement benthique, la couverture en macroalgues, le recrutement corallien, le blanchissement corallien ou encore la densité en oursins diadème. Les suivis du phytoplancton (chlorophylle a) et des caractères physiques et chimiques de l'eau (T°, S, O<sub>2</sub>, N et P) entamés en 2008 à une fréquence trimestrielle, ont été réalisés tous les deux mois en 2014.

### Le Réseau de suivi des Aires Marines Protégées

Le suivi des Aires Marines Protégées des Antilles françaises a été initié en 2007, sous l'impulsion de la DEAL Guadeloupe. L'objectif de ce réseau est la mise en œuvre par les gestionnaires d'un protocole standardisé d'évaluation de l'état de santé des communautés coralliennes (benthos et ichtyofaune), ainsi que des herbiers

(Magnoliophytes marins et macrofaune associée). À Saint-Martin, ce suivi concerne actuellement trois stations coralliennes (dont une hors réserve) et trois stations d'herbiers (dont une hors réserve). À Saint-Barthélemy, deux stations de suivi corallien : Colombiers (réserve) et Le Bœuf (hors réserve) et une station d'herbier en réserve (Marigot) ont été implantées et les suivis ont été réalisés annuellement jusqu'en 2012.

Le suivi des stations hors réserve et de l'ichtyofaune a commencé en 2009, alors que le protocole de suivi des herbiers a été renforcé en 2013. Les paramètres pris en compte dans le cadre de ce suivi sont la structure du peuplement, la couverture vivante et abiotique, les abondances et les biomasses d'une soixantaine d'espèces de poissons cibles, les densités des oursins diadème, les recrues coralliennes, le blanchissement corallien, la couverture algale, la densité et la longueur des plants de Magnoliophytes marins, les densités de la macrofaune associée à l'herbier, ainsi que le suivi de la température de l'eau (station de Chicot).

### Le Réseau Reef Check

Initié en 2008 par la DEAL Guadeloupe et l'association Reef Check France, ce réseau régional de suivi participatif de l'état de santé des communautés coralliennes fait annuellement appel à des bénévoles (www.reefcheck.fr).

Saint-Martin abrite une station de suivi Reef Check, implantée au sein de la réserve en 2008 dans la baie de l'Embouchure, sur la pente externe de la barrière récifale à 10 m de profondeur. Les paramètres pris en compte dans le cadre de ce suivi sont la structure de la communauté corallienne, la couverture vivante et abiotique des fonds, les abondances de six familles de poissons cibles, ainsi que celle du mérou de Nassau, les densités de certaines espèces d'invertébrés benthiques (crevettes nettoyeuses à bandes, oursins diadème, langoustes, oursins crayon, monnaies caraïbe, gorgones et lambis), et divers indices d'impacts anthropiques (dommages physiques aux colonies coralliennes, envasement, ...).

## LES HERBIERS DE MAGNOLIOPYTES MARINS DES ÎLES DU NORD

Cinq espèces de Magnoliophytes marins sont présentes dans les îles de Saint-Martin et Saint-Barthélemy : *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, *Halophila stipulacea*. L'état des connaissances disponibles dans la bibliographie ne permet pas de confirmer la présence d'*Halophila baillonis* (Le Moal et al. 2015). Les surfaces occupées par les herbiers ont été évaluées en 2007 à 2,2 km<sup>2</sup> au sein de la réserve de Saint-Martin (Chauvaud 2007), et seraient estimées à 61,5 km<sup>2</sup> à l'échelle de l'île (Hily et al. 2010). À Saint-Barthélemy les herbiers occupent une surface de 3,66 km<sup>2</sup> (Com. Pers. TBM, 2013).

Les herbiers des îles du Nord sont suivis depuis 2007 pour le compte de la DEAL Guadeloupe, dans le cadre du réseau des réserves. Saint-Barthélemy comprend une station située dans la réserve naturelle, tandis que Saint-Martin abrite trois stations à l'est et l'ouest de l'île, dont deux sont situées en réserve. La troisième est suivie depuis 2009 dans le cadre de la DCE. La dynamique évolutive de ces herbiers a ainsi pu être évaluée depuis huit ans (Pareto 2014) et les mesures de densité de plants révèlent notamment une augmentation globale de l'abondance de *Syringodium filiforme*. La réserve naturelle de Saint-Martin a initié en 2013 une cartographie des habitats benthiques de l'îlet Pinel, afin de mieux connaître la distribution et l'état de santé des herbiers environnants. La comparaison de la tendance évolutive de ces habitats avec les résultats de la cartographie réalisée en 2007 par Chauvaud montre une augmentation de la part des herbiers monospécifiques à *Syringodium filiforme*, des herbiers mixtes à *S. filiforme* et *Thalassia testudinum*, et des macroalgues molles (Schmit, 2013). Par ailleurs, depuis son arrivée récente à Saint-Martin, *Halophila stipulacea* est suivie de près par la réserve. Une étude a été mise en place en 2014 pour mieux connaître sa répartition, sa dynamique et évaluer les impacts potentiels sur les milieux environnants (Moisan 2014). Si l'expansion et la croissance continues de cette espèce sont maintenant avérées, elle est relativement sensible aux événements climatiques. De nombreux pieds ont en effet été arrachés suite au cyclone Gonzalo en automne 2014 (J Chalifour, comm. pers.).

## ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS

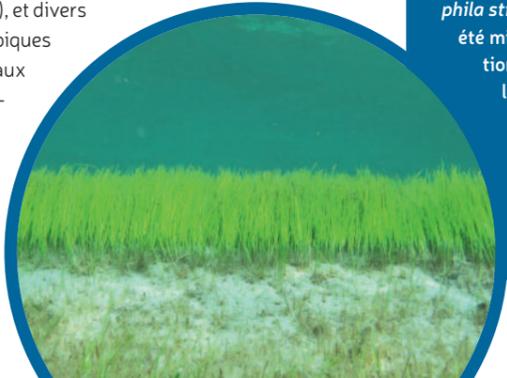
### SAINT-BARTHÉLEMY

#### Les peuplements benthiques

Si l'on fait le bilan de l'évolution des peuplements coralliens sur la période globale à la Baleine du Pain-de-Sucre (13 ans) et sur l'îlet Coco (11 ans), celui-ci est marqué par une tendance générale décroissante significative sur les deux sites (Figures 3 et 4). À la Baleine du Pain-de-Sucre, le recouvrement corallien est passé de 25 % en janvier 2002 à 18 % en décembre 2014 et, à l'îlet Coco, de 18 % en février 2003 à 13 % en décembre 2012. L'essentiel de ces pertes est dû à l'épisode de réchauffement exceptionnel de la mer intervenu en 2005.

L'année 2005 a été marquée par un épisode de blanchissement massif des coraux des Antilles dû à une élévation exceptionnelle de la température de la mer de mai à novembre 2005 (Bouchon et al, 2008b ; Eakin et al. 2010). Ce phénomène a été suivi d'une mortalité retardée des coraux qui s'est étendue tout au long de l'année 2006. Les résultats (Figure 3) montrent que le déclin des coraux consécutif à l'épisode de blanchissement s'est arrêté fin 2006. À la Baleine du Pain-de-Sucre, le taux de recouvrement corallien était passé de 22 % en août 2005 à 14 % en novembre 2006. À l'îlet Coco, il était passé de 16 % en août 2005 à 10 % en novembre 2006. Le fait qu'en août 2008, de nombreuses colonies coralliennes présentaient encore des traces résiduelles du blanchissement de 2005 laissait craindre que des coraux continuent à disparaître dans l'année suivante. En fait, cela ne s'est pas produit. À la Baleine du Pain-de-Sucre, le recouvrement corallien s'est élevé de 14 à 18 % de 2006 à 2014. À l'îlet Coco, il est passé de 10 à 13 % de 2006 à 2012.

Parmi les autres composantes des communautés benthiques, les algues présentent des fluctuations entre gazon algal et macrophytes, sans qu'il y ait de tendance à long terme statistiquement discernable. En ce qui concerne les invertébrés benthiques fixés, seuls les Spongiaires présentent dans les deux sites une tendance significativement croissante sur les périodes étudiées. Le taux de nécroses des colonies coralliennes (Figure 4), indice



de dégradation des coraux, présente une tendance croissante statistiquement significative sur la période d'étude à la Baleine du Pain-de-Sucre mais pas à l'îlet Coco.

À la Baleine du Pain-de-Sucre, la richesse spécifique et les abondances du recrutement des juvéniles de coraux présentent une tendance décroissante significative sur la période étudiée. À l'îlet Coco, cette tendance négative a été uniquement retrouvée en ce qui concerne le recrutement en effectifs des coraux juvéniles.

### Les peuplements de poissons

Au total, 119 espèces de poissons ont été recensées dans les deux stations étudiées entre janvier 2002 et décembre 2014. Sur cette période, 105 espèces ont été observées à la Baleine du Pain-de-Sucre. La richesse spécifique sur cette station a varié entre 44 et 59 espèces, la moyenne étant de  $52 \pm 2,5$ . À l'îlet Coco, le nombre total d'espèces recensées est plus faible (95 espèces au total) et a varié entre 44 et 57 espèces, avec une moyenne de  $50 \pm 2,2$ .

Aucune tendance particulière concernant la richesse spécifique à la Baleine du Pain-de-Sucre à l'îlet Coco n'a été détectée sur la période d'étude. On peut donc considérer que les peuplements ichtyologiques y sont stables, du point de vue de leur richesse spécifique.

En ce qui concerne les effectifs, l'abondance moyenne en poissons dans les deux stations étudiées est similaire : 272 ind./100m<sup>2</sup> à la Baleine du Pain-de-Sucre et 312 ind./100m<sup>2</sup> à l'îlet Coco. Pour les échantillonnages biannuels effectués entre 2002 et 2006, les effectifs sont toujours plus élevés en saison humide (juin à novembre) qu'en saison sèche (janvier à avril), quelle que soit la station considérée (Figure 5). Sur l'ensemble de la période d'étude, et mis à part les fluctuations d'ordre saisonnier, aucune tendance générale statistiquement significative n'a pu être décelée.

La biomasse totale en poissons est, en général, plus élevée à la Baleine du Pain-de-Sucre (818 kg/ha en moyenne) qu'à l'îlet Coco (552 kg/ha) (Figure 6). Des fluctuations saisonnières en biomasse similaires à celles des effectifs sont observées dans les deux sites entre 2002 et 2006. À la Baleine du Pain-de-Sucre, la

biomasse en poissons présente une tendance croissante statistiquement significative sur l'ensemble de la période d'étude. Ce phénomène peut être considéré comme un effet positif de la réserve marine.

Le nombre moyen d'espèces présentant des juvéniles était de  $18 \pm 1,9$  à la Baleine du Pain-de-Sucre et de  $15,6 \pm 2,8$  à l'îlet Coco. Les valeurs relevées présentaient des fluctuations saisonnières dans les deux stations, avec des maxima en saison humide : de 11 à 24 espèces à la Baleine du Pain-de-Sucre et de 7 à 22 espèces à l'îlet Coco. Les effectifs de juvéniles présentent également de fortes fluctuations en fonction des saisons. Toutefois, aucune tendance significative concernant l'évolution du nombre d'espèces et des effectifs de juvéniles n'a pu être mise en évidence sur la période d'étude.

À la Baleine du Pain-de-Sucre en 2014, les poissons planctonophages dominent le peuplement (37,8 %), suivi par les herbivores (24,1 %), les carnivores de deuxième ordre (15,1 %) puis de premier ordre (12 %) (Figure 7). Les piscivores représentent 7,3 % de la biomasse et les omnivores 3,7 %. À l'îlet Coco en 2012, les proportions sont différentes : les poissons herbivores dominent le peuplement (40,2 % de la biomasse totale) suivis par les planctonophages (19,3 %) et les carnivores de premier ordre (16,4 %). Les prédateurs de haut niveau ont des proportions similaires : piscivores (9,5 %) et carnivores 2 (8,3 %). Enfin les omnivores sont peu représentés (6,2 %).

En ce qui concerne l'évolution à long terme de ces catégories trophiques, des tendances croissantes significatives ont pu être mises en évidence à la Baleine du Pain-de-Sucre pour la biomasse des poissons carnivores de premier ordre et ceux de deuxième ordre, ainsi que pour les planctonophages. Aucune tendance d'évolution à long terme significative n'a été décelée à l'îlet Coco concernant les biomasses de poissons correspondant aux différentes catégories trophiques.



Figure 3 : Évolution temporelle du recouvrement des fonds par les principaux groupes d'organismes benthiques à la Baleine du Pain-de-Sucre (haut) et à l'îlet Coco (bas).

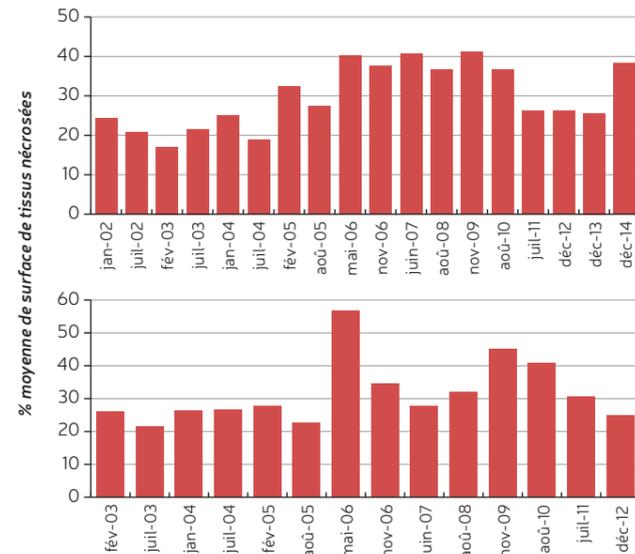


Figure 4 : Évolution temporelle du taux moyen de surface nécrosée chez les coraux de la Baleine du Pain-de-Sucre (haut) et à l'îlet Coco (bas).

## LE BLANCHISSEMENT CORALLIEN

Dans la Caraïbe, les coraux qui vivent sur les récifs tolèrent une valeur maximale de température de l'eau de mer de l'ordre de 29 °C. Toute élévation de longue durée de la température au-delà de cette limite entraîne un stress de ces organismes qui se traduit par un phénomène de « blanchissement » dont la gravité des conséquences est liée à l'importance de l'élévation de température ainsi qu'à la durée du phénomène. Les premiers blanchissements importants observés dans les Antilles françaises datent de 1984 et 1987, liés à des phénomènes El Niño. Leurs effets furent alors minimes sur les récifs.

L'épisode suivant important a eu lieu en 1998. À cette occasion, 56 % des coraux de la Guadeloupe et 59 % de ceux de la Martinique ont été affectés. Selon les sites, la mortalité consécutive a touché 20 à 30 % des colonies blanchies (Bouchon et al. 2008). En septembre 1999, un nouveau phénomène de blanchissement a affecté près de 50 % des coraux de l'archipel de la Guadeloupe. Son évolution a été masquée par les dégâts provoqués par l'ouragan Lenny en novembre de la même année. L'épisode le plus important s'est manifesté au cours de l'année 2005, induisant un épisode de blanchissement des coraux d'une ampleur exceptionnelle. Cet événement a intéressé les Petites et les Grandes Antilles de façon importante et plus modérément le reste de la région Caraïbe. Dans les Antilles françaises, près de 80% des coraux blanchissent. Ils furent affectés, en 2006, par un phénomène de mortalité massive qui provoqua une diminution de 40 à 60% du recouvrement corallien selon les sites. La répétition de tels phénomènes menace, à moyen terme, l'avenir des récifs coralliens des Antilles.

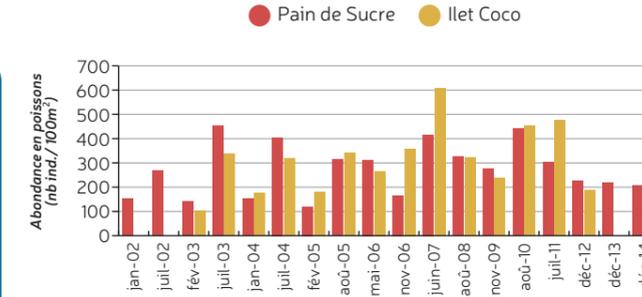


Figure 5 : Évolution temporelle des effectifs en poissons dans les deux sites d'étude.

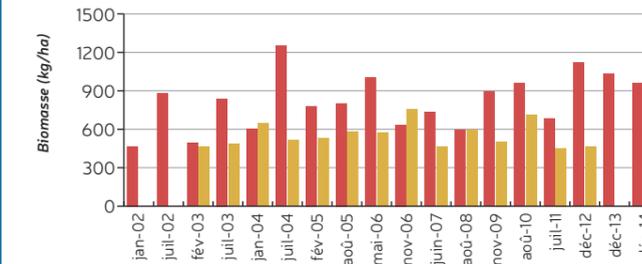


Figure 6 : Évolution temporelle de la biomasse en poissons dans les deux sites d'étude.

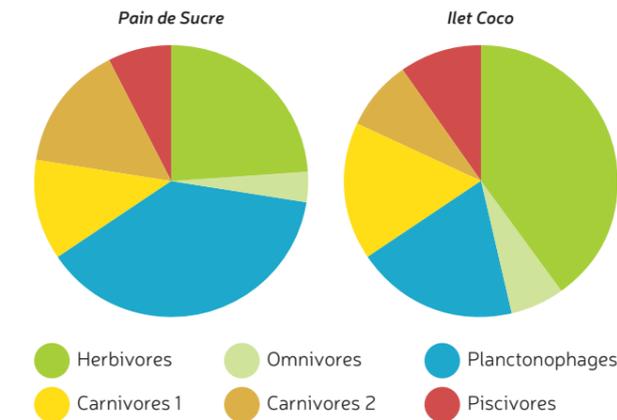


Figure 7 : Importance relative en biomasse des catégories trophiques à la Baleine du Pain-de-Sucre (situation en 2014) et à l'îlet Coco (situation en 2012).

## SAINT-MARTIN

### La qualité physique et chimique de l'eau (DCE)

Les suivis physiques et chimiques de l'eau réalisés sur la station de Chicot entre 2008 et 2013 ont mis en évidence des valeurs de température et salinité conformes aux valeurs généralement rencontrées dans les eaux littorales tropicales des Petites Antilles (T° entre 27,7 °C en mars 2009 et 29,8 °C en septembre 2011 ; salinité entre 34,0 en juin 2013 et 36,9 en mars 2011). Les variations saisonnières sont peu marquées : du fait de son éloignement par rapport à la côte, le site est préservé d'éventuels apports d'eau douce. Les teneurs en oxygène dissous relevées sont généralement supérieures en profondeur, en lien avec la production d'oxygène par les organismes chlorophylliens fixés sur le fond. Les relevés en plongée sous-marine ont en effet mis en évidence une abondance des peuplements algaux sur le substrat. Les valeurs de charges particulières sont généralement peu élevées (turbidité < 0,4 FNU), mettant en évidence une bonne transparence des eaux. Les concentrations en azote total et orthophosphate présentent des valeurs moyennes (période 2008-2014) respectives de 0,38 et 0,09 M. Sur la base des données acquises entre 2008 et 2013, la masse d'eau côtière de Saint-Martin est classée à minima en « bon état physico-chimique » (sur la base des grilles de classification provisoires établies).

### Les peuplements benthiques

Sur la station de Chicot située en réserve, le recouvrement corallien est passé de 15 à 13 % du substrat total entre 2007 et 2014, bien que l'analyse de la couverture benthique depuis 2007 ne permette pas d'observer d'évolution statistiquement significative. Dans le même temps, la couverture algale croît de manière significative, passant de 52 % en 2007 à 77 % en 2011. Un pourcentage équivalent a été enregistré en 2014 (77 %) ; une importante proportion de ces peuplements était alors constituée de macroalgues calcifiées. Cette station possède un recouvrement corallien statistiquement supérieur à celui des autres stations.

Sur la station du Rocher Pélican, le recouvrement corallien s'est stabilisé autour de 9 % en 2013 alors qu'il n'était que de 3 % en 2012. La couverture algale a également augmenté, passant de 72 à 85 % de la couverture totale, principalement par l'augmentation de l'abon-

## ACTIONS DE RESTAURATION DES RÉCIFS CORALLIENS

A Saint-Martin, les Services de l'État, le gestionnaire de la RNN et les autorités locales se mobilisent afin d'assurer la pérennité de ces écosystèmes naturels patrimoniaux. En collaboration avec les enseignants de l'île, la RNN de Saint-Martin et l'association Mon Ecole Ma Baleine Saint-Martin œuvrent de concert pour sensibiliser et éduquer le plus large public via diverses animations d'éducation à l'environnement terrestre et marin. Un des outils phares de cette stratégie de sensibilisation est le sentier sous-marin installé par la RNN de Saint-Martin à l'îlet Pinel. Cette initiative a reçu la Palme IFRECOR en 2012.

D'autres aménagements ponctuent le littoral de Saint-Martin pour faciliter la découverte de son patrimoine naturel : mouillages écologiques, sentiers de randonnées avec supports d'information, observatoires, etc. Le gestionnaire de la réserve œuvre depuis 1998 pour suivre et préserver les 3 100 ha de la RNN. Afin d'initier une gestion interventionniste et pour favoriser volontairement la résilience des écosystèmes coralliens, le projet pilote BioHab a été initié en 2014. Il a pour objectif la création d'habitats artificiels favorisant la survie des post-larves de la faune vagile aquatique (poissons et invertébrés), pour constituer de nouveaux réservoirs de biodiversité au sein de la réserve. Ainsi, des modules de récifs artificiels constitués de parpaings ont été immergés début 2014 et suivis mensuellement pour constater la colonisation des différentes structures par plus de 75 espèces et 520 ind./100m<sup>2</sup> en 9 mois. À Saint-Barthélemy, il existe également un projet de récifs artificiels constitués à partir de coquilles mortes de lambis récupérées auprès de pêcheurs.

En réponse à la raréfaction des colonies d'Acropora au sein des récifs coralliens de la Caraïbe, le gestionnaire de la RNN de Saint-Martin, ainsi que la Communauté de Saint-Barthélemy ont initié en 2015 des programmes d'élevage de boutures d'*A. cervicornis* et d'*A. palmata* provenant des populations restantes de ces deux îles. Il est à noter que ce type de projet, basé sur le bouturage de populations à faible diversité génétique, où même monoclonale pour ce qui concerne *A. cervicornis*, doit être développé avec la plus grande prudence sous peine d'affaiblir encore la diversité génétique de ces espèces et de leurs algues symbiotiques.

dance du gazon algal (35 % en 2013 contre 56 % en 2014).

La station de Fish Point (située en dehors de la réserve), qui affichait une relative stabilité du recouvrement corallien jusqu'en 2013 (10 %), a subi un recul statistiquement significatif en 2014 (4 %). La couverture algale a également reculé, passant de 72 à 65 %, mais reste toutefois plus importante qu'en 2009 (59 %) (Figure 8).

Le recrutement corallien apparaît faible sur les stations du Rocher Pélican (1,5 recrues/m<sup>2</sup>) et de Fish Point (1,3 recrues/m<sup>2</sup>), contrairement à celle de Chicot où il subit une augmentation statistiquement significative pour atteindre le chiffre record de 5,6 recrues/m<sup>2</sup> en 2014.

La station du réseau Reef Check Le Galion (en réserve) affiche un recouvrement corallien de 13 % pour un taux de couverture algale de 74 %. Cette dernière apparaît stable depuis les 5 dernières années. Les macroalgues et le gazon algal dominent le couvert vivant, témoignant d'un enrichissement du milieu du fait de la proximité de l'embouchure de l'étang aux Poissons. Les gorgones (100 ind./100m<sup>2</sup>), les oursins diadèmes et les langoustes sont très abondants (Figure 9). Les oursins diadèmes qui assurent en partie la régulation de la croissance algale sont absents des stations en 2014, sauf au Galion.

- Monnaies caraïbes
- Oursins crayon
- Crevettes à bandes
- Oursins diadèmes
- Oursins collecteurs
- Gorgones
- Langoustes
- Lambis

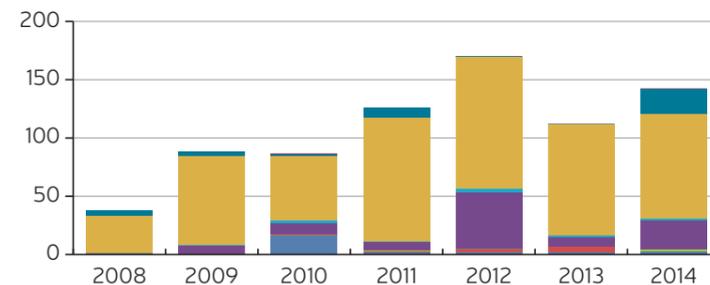


Figure 9 : Evolution des invertébrés mobiles sur Le Galion.

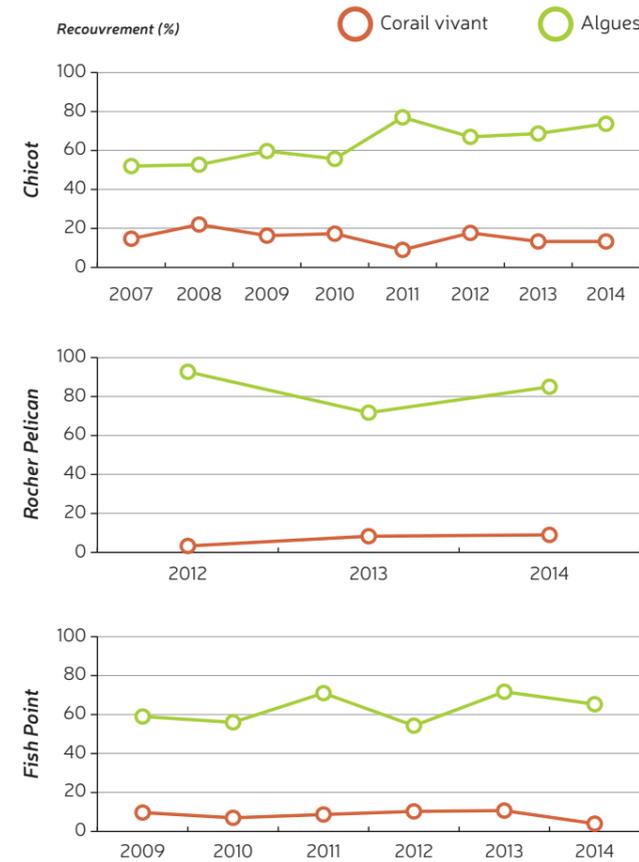


Figure 8 : Evolution des recouvrements corallien et algal sur les stations de suivi du réseau des réserves.

## Les peuplements de poissons (espèces cibles)

La richesse spécifique et l'abondance observées sur les trois stations du réseau des réserves sont globalement identiques et élevées en 2014 (Rocher Pélican : 18 esp. et 386 ind./100m<sup>2</sup> ; Fish Point : 19 esp. et 314 ind./100m<sup>2</sup> ; Chicot : 19 esp. et 363 ind./100m<sup>2</sup>). Les biomasses des espèces cibles traduisent cependant des différences plus marquées en faveur de la station de Chicot (Rocher Pélican : 1 198,3 g/100m<sup>2</sup> ; Fish Point : 2 385,8 g/100m<sup>2</sup> ; Chicot : 3 536,3 g/100m<sup>2</sup>). Les Scaridés, suivis des Acanthuridés, dominent en termes de densité sur les trois stations en 2014. Au sein de l'ichtyofaune, les individus sont principalement des juvéniles (70 à 95 %). Aucun poisson-lion (*Pterois volitans*) n'a été observé au cours des suivis.

Depuis 2009, la station de Chicot a vu son abondance globale doubler (de 61 à 121 ind./100m<sup>2</sup>), principalement du fait des poissons herbivores (de 50 à 84 ind./100m<sup>2</sup>) et des piscivores (de 4

à 24 ind./100m<sup>2</sup>). Dans le même temps, la biomasse a doublé (de 1 780 à 3 540 g/100m<sup>2</sup>). Depuis 2013, l'ichtyofaune observée au Rocher Pélican a vu son abondance presque doubler (+73 %), surtout du fait des herbivores (30 ind./100m<sup>2</sup> en 2012 contre 96 ind./100m<sup>2</sup> en 2014). La biomasse de cette station a quant à elle diminué de 30 % par rapport à 2013, les juvéniles représentant une part plus importante du peuplement en 2014. Sur la station de Fish Point, l'abondance globale a doublé en six ans (de 55 à 105 ind./100m<sup>2</sup>), principalement du fait des herbivores (abondance 4 fois supérieure par rapport à 2013) et des piscivores (de 6 à 18 ind./100m<sup>2</sup>). Ainsi, la biomasse recensée sur cette station a augmenté de 38 % par rapport à 2009, malgré un recul du nombre d'individus adultes entre 2013 et 2014.

Si les données collectées depuis 2009 via le suivi des réserves ne permettent pas de montrer un impact significatif de l'effet réserve sur l'abondance et la biomasse totale de l'ichtyofaune, elles révèlent cependant que la biomasse en herbivores est significativement plus importante en réserve.

Malgré une abondance globale faible et stable depuis 2008, la station du Galion suivie dans le cadre de Reef Check présente une prédominance des Haemulidés et des Scaridés. Les mérours (Serranidés) n'y sont que rarement observés (seulement en 2014). Ces résultats semblent traduire l'existence d'un déséquilibre du peuplement ichtyologique sur le site, mis en avant par une faible population de poissons carnivores. Aucun poisson-lion n'a été observé sur ce site.



## CONCLUSION

Les taux de recouvrement corallien des récifs de Saint-Barthélemy et de Saint-Martin ont toujours été relativement faibles, pour des raisons naturelles, et n'ont jamais excédé 26 %. Cela est principalement attribué à l'action périodique des houles cycloniques sur les formations récifales qui sont situées à faible profondeur. Les données disponibles à Saint-Barthélemy permettent d'appréhender leur évolution sur la dernière décennie. Cette période a été marquée, d'une manière générale, par un déclin du recouvrement corallien et du recrutement des juvéniles de coraux. Deux périodes peuvent être distinguées, séparées par l'épisode de blanchissement massif et de mortalité des coraux en 2006. Au cours de la première période, on a assisté à un déclin progressif du recouvrement corallien. Celui-ci s'est brutalement accentué à la suite du blanchissement massif des coraux intervenu en 2005. Après 2006, la situation se stabilise et le recouvrement corallien tend même à augmenter légèrement. Cette légère amélioration de la situation, à Saint-Barthélemy, pourrait être liée à un renforcement de la gestion de l'environnement de l'île (disparition de décharges sauvages à la mer, mise en place d'une station d'épuration performante, meilleure gestion des pêches, ...). Les données recueillies à Saint-Martin portent sur une période beaucoup plus courte. Elles sont donc plus difficiles à interpréter, mais les observations présentées ne sont pas en contradiction avec celles obtenues à Saint-Barthélemy sur une plus longue durée. Du fait de leur faible recouvrement corallien, les formations coralliennes de ces deux îles demeurent très fragiles devant la perspective d'une nouvelle crise majeure d'élévation de la température de la mer, telle que celle apparue en 2005.

La dégradation des communautés coralliennes et ichtyologiques, lorsqu'elle est constatée, est généralement liée à des problématiques de rejets d'eaux usées du fait des infrastructures d'assainissement insuffisantes au regard de la croissance démographique et de la fréquentation touristique de ces îles. Le rôle joué par l'activité de pêche est modéré, compte tenu de son caractère artisanal et du nombre réduit de professionnels.

|                                   | Chicot | Fish Point | Rocher Pélican |
|-----------------------------------|--------|------------|----------------|
| Richesse spécifique               | 19     | 19         | 18             |
| Abondance totale                  | 363    | 314        | 386            |
| Densité (ind./100m <sup>2</sup> ) | 121    | 105        | 129            |
| Biomasse (g./100m <sup>2</sup> )  | 3536.3 | 2385.8     | 1198.2         |

|                                  | Chicot  |    | Fish Point |    | Rocher Pélican |    |
|----------------------------------|---------|----|------------|----|----------------|----|
|                                  | Densité | %  | Densité    | %  | Densité        | %  |
| Herbivores                       | 83      | 69 | 68         | 65 | 96             | 74 |
| Planctonophages                  | 7       | 5  | 4          | 4  | 14             | 10 |
| Omnivores                        | 1       | 1  | 0          | 0  | 0              | 0  |
| Carnivores 1 <sup>er</sup> ordre | 1       | 1  | 13         | 13 | 16             | 12 |
| Carnivores 2 <sup>nd</sup> ordre | 3       | 3  | 0          | 0  | 2              | 2  |
| Piscivores                       | 23      | 19 | 18         | 17 | 0              | 0  |

Tableau 1 : Caractéristiques des peuplements de poissons en 2014 sur les stations du réseau de suivi des réserves et proportion par groupe trophique.



Les peuplements de poissons sont affectés par des fluctuations d'ordre saisonnier qui sont habituelles dans les Antilles (Bouchon-Navaro 1997).

À Saint-Barthélemy où les observations ont porté sur une dizaine d'années, aucune tendance générale négative n'a pu être observée, que ce soit pour la richesse spécifique, les effectifs, la biomasse ou encore le recrutement des juvéniles. Au contraire, en ce qui concerne la biomasse, une tendance significative à l'augmentation a été observée sur le site de la Baleine du Pain-de-Sucre, situé dans la réserve marine et qui peut être envisagé comme un effet positif de sa gestion. Les peuplements de poissons n'ont pas non plus été affectés par la mortalité massive des coraux consécutive au réchauffement de la température de l'eau en 2005. Cette indépendance des peuplements de poissons vis-à-vis de celui des communautés coralliennes auxquelles ils sont inféodés est expliquée par le fait que les poissons sont plus attachés à la structure physique de leur habitat qu'à la couverture corallienne vivante. C'est uniquement après que les communautés benthiques aient été profondément dégradées que se fait sentir l'impact sur les peuplements de poissons.

Les méthodes d'investigation étant différentes (comptage de l'intégrité de la faune à Saint-Barthélemy et d'espèces « cibles » à Saint-Martin), il est difficile de comparer les résultats obtenus pour la faune ichthyologique dans les deux îles que ce soit pour les abondances ou la structure trophique des communautés.

## LES MANGROVES

Quatre espèces de palétuviers sont présentes dans les îles du Nord : le palétuvier rouge (*Rhizophora mangle*), le palétuvier blanc (*Laguncularia racemosa*), le palétuvier noir (*Avicennia germinans*) et le palétuvier gris (*Conocarpus erectus*). Totalisant une surface d'un peu plus de 16 ha (Agence territoriale de l'environnement, 2015), la mangrove de Saint-Barthélemy est cantonnée aujourd'hui à de minces cordons arbustifs et discontinus s'étirant sur les rives des étangs littoraux. Un peuplement de palétuviers blancs subsiste également sur les anciennes berges de l'étang de Grand-Fond, aujourd'hui disparu. A Saint-Martin, la distribution des mangroves est similaire et se limite aux berges des étangs. Majoritairement arbustive et clairsemée, elle est occasionnellement présente sous forme de bosquets arborés, comme à l'étang aux Poissons et à l'étang de la Barrière (Impact Mer, 2011).

À Saint-Martin comme à Saint-Barthélemy, les surfaces de mangrove ont drastiquement diminué au cours des dernières décennies. En effet le défrichement et les remblais ont causé la perte et le fractionnement de ces habitats, au profit de l'urbanisation littorale. Néanmoins, les étangs et la mangrove contribuent largement à la biodiversité des deux îles. Ainsi, sur les étangs de Saint-Martin, 85 espèces d'oiseaux ont été recensées depuis une dizaine d'années (Leblond, 2005). Ce nombre s'élève à 56 pour les étangs de Saint-Barthélemy qui sont suivis depuis 2011 (Com. pers. K. Questel) Parmi les espèces inféodées à ces milieux, on soulignera la présence de la seule colonie nicheuse de Grande Aigrette connue des Antilles françaises dans la mangrove de l'étang du Cimetière à Saint-Martin (REF). Parmi les oiseaux marins observés sur les étangs, il est intéressant de mentionner la petite sterne (*Sterna antillarum*), dont l'unique site de ponte de Saint-Barthélemy se trouve sur la Grande Saline (Com. pers. K. Questel). La paruline jaune de Saint-Barthélemy, sous-espèce des îles du Nord, quant à elle, fréquente exclusivement la mangrove de l'île, qu'elle partage avec l'iguane des Petites Antilles (*Iguana delicatissima*), qui a fait de ces forêts rélictuelles un de ses habitats de prédilection.

## Références bibliographiques

BAK RPM, 1975. Ecological aspect of the distribution of reef corals in the Netherlands Antilles. Bijdragen tot de Dierkunde 45 (2): 181-190.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, 1990. Les biocénoses marines côtières de l'île de Saint-Barthélemy. Dossier scientifique pour la création d'une réserve marine. 21p.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, 1995. Les biocénoses marines côtières de l'île de Saint-Martin. Etude scientifique pour la création d'une réserve marine. 41p.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. Université des Antilles et de la Guyane. 56p.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, 2004a. Critères d'évaluation de la dégradation des communautés coralliennes dans la Caraïbe. Revue d'Ecologie (la Terre et la Vie) 59 : 113-121.

BOUCHON C, MILLER A, BOUCHON-NAVARO Y, PORTILLO P, LOUIS M, 2004b. Status of coral reefs in the French Caribbean islands and other islands of the eastern Antilles, in: WILKINSON C, editor. Status of coral reefs of the world 2004 (2). Townsville, Queensland, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN): 493-508.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, PORTILLO P, 2006. Bilan du suivi des communautés récifales de Saint-Barthélemy : années 2002 - 2006. Rapport UAG. 26p.

BOUCHON C, PORTILLO P, LOUIS M, MAZEAS F, BOUCHON-NAVARO Y, 2008a. Evolution récente des récifs coralliens des îles de la Guadeloupe et de Saint-Barthélemy. Revue d'écologie (Terre et Vie) 63 : 45-65.

BOUCHON C, PORTILLO P, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, HOETJES P, et al., 2008b. Status of coral reefs of the Lesser Antilles after the 2005 coral bleaching event, in: WILKINSON C, SOUTER D, editors. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Townsville, Queensland, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) and Reef and Rainforest Research Centre: 85-103.

BOUCHON C, PORTILLO P, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, HOETJES P, et coll., 2008. Status of the coral reefs of the Lesser Antilles in 2008: the French West Indies, the Netherlands Antilles, Anguilla, Antigua and Barbuda, Grenada, Trinidad and Tobago, in: WILKINSON C, editor. Status of coral reefs of the world 2008. Australian Institute of Marine Sciences, Australia.

BOUCHON C, PROIA N, BOUCHON-NAVARO Y, CORDONNIER S, 2012. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens par imagerie satellitaire. Rapport final Interreg, CARIBSAT action III, octobre 2012. 32p.

BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, MAZEAS F, MARECHAL J-P, PORTILLO P, TREGAROT E, 2014. French Antilles, in: Status and trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. JACKSON JBC, DONOVAN MK, CRAMER KL, LAM V (eds). IUCN publications: 233-237.

BOUCHON-NAVARO Y, 1997. Les peuplements ichthyologiques récifaux des Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. PhD Thesis : Université des Antilles et de la Guyane. 242p.

BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, BOUCHON C, 1997. Trends in fish species distribution in the West Indies. Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium Panama: 987-992.

BOUCHON-NAVARO Y, BOUCHON C, LOUIS M, 2000. Variabilité des inventaires d'espèces mobiles : exemple des poissons récifaux, in: GUILLAUME M (ed.). L'inventaire ZNIEFF-Mer dans les DOM : bilan méthodologique et mise en place.

MNHN/IEGB/SPN/BIMM. Coll. Patrimoines naturels 42 : 55-72. CHAUVAUD S, 2007. Cartographie des biocénoses marines et terrestres de la Réserve Naturelle de Saint-Martin. 26p.

COURBOULES J, MANIÈRE R, BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, LOUIS M, 1992. Imagerie spatiale et gestion des littoraux tropicaux : exemple d'application aux îles Saint-Barthélemy, Saint-Martin et Anguilla. Photo-interprétation 1991-92(1) : 5-8.

EAKIN CM, MORGAN JA, HERON SF, SMITH TB, LIU G, ALVAREZ-FILIP L, BACA B, BARTELS E, BASTIDAS C, BOUCHON C, BRANDT M, BRUCKNER AW et 55 coll., 2010. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. PLOS one, 15 novembre 2010.

HILY C, DUCHENE J, BOUCHON C, BOUCHON-NAVARO Y, GIGOU A, PAYRI C, VEDIE F, 2010. Les herbiers de Phanérogames marines de l'Outre-mer français. HILY C, GABRIE C, DUNCOMBE M, coord IFRECOR, Conservatoire du littoral 140p.

IMPACT MER, 2011. Etudes Globales des étangs de Saint-Martin. Atlas cartographique. Rapport pour le CELRL. 45 p.

JACKSON JBC et coll., 2014. Part I: overview and synthesis for the wider Caribbean, in: Status and trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. JACKSON JBC, DONOVAN MK, CRAMER KL, LAM V (eds). IUCN publications : 55-113.

LE MOAL M, KERNINON F, AISH A, MONNIER O, DORE A, PAYRI C, 2015. Typologie des herbiers de Martinique. Rapport Onema-MNHN. 34p.

LEBLOND G, 2005. Evaluation scientifique des vertébrés terrestres (amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères) des étangs de Saint Martin. Bios. 55p.

MOISAN E, 2014. Première étude de l'herbier *Halophila stipulacea* dans les eaux de Saint-Martin (FWI). 30p.

PARETO, 2014. Suivi de l'état de santé des réserves naturelles marines de Guadeloupe et de Saint-Martin. Etat des lieux 2014 et évolution 2007-2014. Janvier 2015. 85p.

PARETO, IMPACT MER, ARVAM, ASCONIT, RN ST-MARTIN, 2007. Directive Cadre sur l'Eau. Définition de l'état de référence et du réseau de surveillance pour les masses d'eau littorales de la Guadeloupe : Période 2007 - 2009. Phase 1 : Définition des sites de référence et de surveillance. 47p.

PARETO, IMPACT MER, ARVAM, ASCONIT, R.N. ST-MARTIN, 2013. Directive Cadre sur l'Eau : réalisation du contrôle de surveillance des masses d'eau littorales de la Guadeloupe. Biologie, Physico-chimie, Hydromorphologie. Rapport de synthèse final (5ème année de suivi). 132p.

Reef Check France, 2015. Réseau de suivi de l'état de santé des récifs coralliens Reef Check aux Antilles françaises : Bilan d'activité 2014-2015 : la Route du Corail en Guadeloupe ; Suivi Saint-Martin et Martinique. 35p.

Réserve Naturelle Nationale de Saint-Martin (Diaz N, Cuzange PA), 2009. Plan de gestion de la Réserve Naturelle Nationale de l'île de Saint-Martin et des sites du Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres 2010-2015. 201p + Annexes. ROOS PJ, 1971. The shallow-water stony corals of the Netherlands Antilles. Studies on the fauna of Curaçao and other Caribbean islands 37 (1): 1-108

SCHMIT A, 2013. Cartographie des habitats épibenthiques de l'îlet Pinel et de leur état de santé. Rapport de stage de Master 2 EGEL. 48p.

SMITH A, ARCHIBALD M, BAILEY T, BOUCHON C, BRAITHWAITE A, COMACHO R, GEORGE S, GUISTE H, HASTINGS M, JAMES P, JEFFREY-APPLETON C, DE MEYER K, MILLER A, NURSE L, PETROVIC C, PHILLIP P, 2000. Status of coral reefs in the Eastern Caribbean: the OECS, Trinidad and Tobago, Barbados, the Netherlands Antilles and the French Caribbean, in: Status of coral reefs of the world 2000. WILKINSON C (ed.). Australian Institute of Marine Science: 327-342





# Mayotte

**AUTEURS :**  
Julien WICKEL, Alban JAMON, Jean-Benoît NICET,  
Alexandra GIGOU, Jean-Pascal QUOD, Guillaume DECALF,  
Bernard-Armand THOMASSIN, Michel PICHON, Lionel  
BIGOT, Pascale CHABANET.

## TABLE DES MATIÈRES

|  |    |
|--|----|
| <b>Introduction</b>                                      | 00 |
| <b>Les réseaux de surveillance des récifs coralliens</b> | 00 |
| • Le suivi des fronts des récifs frangeants              | 00 |
| • Le suivi des stations sentinelles de l'ORC             | 00 |
| • Le suivi des récifs barrière et internes               | 00 |
| • Le suivi Reef Check                                    | 00 |
| • Le suivi de l'AMP de la Passe en S                     | 00 |
| • Le suivi de la réserve nationale de l'îlot Mbouzi      | 00 |
| <b>Evolution de l'état de santé des récifs</b>           | 00 |
| • Les peuplements benthiques                             | 00 |
| • Les peuplements de poissons                            | 00 |
| <b>Conclusion</b>  | 00 |
| <b>Références bibliographiques</b>                       | 00 |

## INTRODUCTION

Géographie-Climat  
Mayotte est une île d'origine volcanique située à l'extrême nord du canal de Mozambique, dans l'archipel des Comores, entre Madagascar et la côte est-africaine. Mayotte est un petit archipel de 374 km<sup>2</sup> formé de deux îles principales au relief tourmenté et d'une trentaine d'îlots parsemés dans un lagon dont la superficie totale est de 1 500 km<sup>2</sup>. La Grande-Terre (360 km<sup>2</sup>) culmine à 660 m d'altitude (mont Bénara), avec des pentes supérieures à 15 degrés observées sur 60 % de sa superficie. La Petite-Terre (14 km<sup>2</sup>), séparée de la Grande-Terre par un bras de mer de 2 km, est issue d'une phase éruptive récente (post Pléistocène) et qui présente la particularité de s'être produite au niveau de la barrière de corail qui ceinture le lagon. Mayotte peut donc être considérée comme un cône volcanique apparu il y a environ 9 millions d'années et s'élevant des profondeurs du canal du Mozambique (de l'ordre de -3 500 m).

Le climat de Mayotte est tropical maritime à saisons contrastées, avec une saison chaude et humide marquée par les moussons de Nord-Ouest à Nord et les dépressions cycloniques de décembre à mars, et une saison sèche et fraîche marquée par la présence des alizés, vents d'Est-Sud-Est apportant la fraîcheur de l'hémisphère Sud de juin à septembre. Deux saisons intermédiaires plus brèves annoncent l'arrivée des deux saisons principales. Les conditions thermiques que l'on retrouve au niveau de la mer sont optimales pour le développement des récifs coralliens et des écosystèmes associés (côtes rocheuses, plages, platiers et atterrissements littoraux avec ou sans herbiers de phanérogames marines, mangroves). Caractéristique d'un climat tropical humide, la température moyenne annuelle de l'air oscille entre 26 et 27 °C et l'hygrométrie varie de 70 à 95 %. Les précipitations annuelles (de 1 000 à 2 300 mm) sont concentrées pendant l'été austral, essentiellement sous forme d'averses brèves et de forte intensité, entraînant un ruissellement important et une forte érosion des sols à prédominance d'altérites latéritiques : d'immenses panaches turbides bruns rougeâtres se déposent alors dans le lagon au niveau des zones d'écoulement.

## Histoire

Mayotte est riche d'une histoire marquée par sa position au carrefour de l'Afrique, de Madagascar et de la péninsule Arabique. Les recherches archéologiques permettent d'attester la présence de populations sur l'île depuis le VII<sup>ème</sup> siècle. Ce sont des agriculteurs/pêcheurs d'origine bantoue qui ont propagé la technique de navigation à l'aide de la pirogue à balancier sur toutes les côtes africaines et malgaches. Des vagues de migration indo-mélanésiennes, arabes et malgaches apportent ensuite, notamment, la culture swahilie et la religion musulmane. Vers le XV<sup>ème</sup> siècle, les européens, à la recherche de nouvelles routes vers l'Inde, découvrent l'archipel des Comores qui leur servira de point de ravitaillement. À cette époque, l'ensemble de l'archipel subit les razzias des malgaches qui s'approvisionnent en esclaves, revendus par la suite aux autres colonies des Mascareignes, et pillent les récoltes et les troupeaux. Cette instabilité durera jusqu'au milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle et la capitale de Mayotte est alors transférée de Tsingoni à Dzaoudzi, en Petite-Terre, plus facile à défendre. L'histoire de Mayotte française débute en 1841. Le sultan Andriantsouli, qui régnait alors sur l'île, cherchait l'appui d'une puissance extérieure pour se protéger des sultans des Comores et des rois Sakalaves. De son côté, la France, ayant perdu l'île de France (l'actuelle île Maurice), était en quête d'un abri maritime sûr dans cette partie de l'océan Indien. Elle a donc répondu favorablement à la proposition du sultan et a acheté Mayotte. Depuis lors, Mayotte a continuellement marqué son attachement à la France et est devenue le 101<sup>ème</sup> département français le 31 mars 2011. Mayotte est à la fois un département et une région, le Conseil Départemental exerçant à la fois les compétences dévolues aux départements et aux régions d'Outre-mer. Depuis janvier 2014, Mayotte accède au statut de Région Ultrapériphérique qui permet d'accéder aux fonds européens.

## Socio-économie

Le contexte socio-économique de Mayotte (INSEE 2012) est caractérisé par une très forte croissance démographique (+2,7% par an en moyenne entre 2007 et 2012), en lien avec un taux de natalité très fort (40‰) et une pression migratoire très importante (40% de la population est de nationalité étrangère). La population mahoraise a triplé depuis 1985 avec 212 600 personnes recen-

sées sur le territoire en 2012. Le niveau de vie est en augmentation mais le produit intérieur brut par habitant reste très faible (7 900 € en 2011) par rapport à la métropole (30 000 €). Le taux de chômage est important (19,6 % en 2014) et le contexte économique très dégradé dans tous les secteurs d'activité, à l'exception des activités touristiques en légère progression. La population de Mayotte, attachée à ses traditions, a su préserver une identité culturelle forte qui constitue, avec le patrimoine naturel de l'île, l'une de ses principales richesses, qui doit être préservée et valorisée, en particulier dans le cadre du développement d'une offre touristique susceptible de répondre à la recherche d'authenticité des visiteurs.

## Présentation des récifs coralliens de Mayotte

Comme toutes les îles coralliennes d'origine volcanique, Mayotte s'enfonce lentement dans l'océan, au rythme d'environ 15 cm par millénaire, tandis que la barrière récifale poursuit sa croissance verticale à grandes étapes : la base de ses pentes externes (Pléistocène), située à 200-225 m de profondeur, daterait ainsi d'environ deux millions d'années, tandis que la partie haute (Holocène) des récifs actuels n'a que 10 à 12 000 ans. La géomorphologie générale du lagon résulte ainsi du travail de la subsidence d'une part, de la croissance et de la sédimentation récifale d'autre part, ainsi que de l'action des aléas météorologiques (rivières à l'origine de la création des passes récifales) et climatologiques (assèchement du lagon lors de la dernière glaciation il y a environ 20 000 ans). L'ensemble des bioconstructions actuelles de l'île résultant de cette histoire tourmentée (dont l'apparition plus tardive de la Petite Terre) forme un complexe récifo-lagonaire d'environ 1 500 km<sup>2</sup> qui comprend :

- des récifs frangeants, qui entourent l'ensemble de l'île et des îlots sur près de 250 km de linéaire. Ils s'interrompent parfois à l'embouchure des rivières, en fond de baies, et sont alors remplacés par des fonds vaseux ;
- un lagon d'une profondeur moyenne de 35 à 40 m avec des canyons et des vallées sous-marines entre -60 et -80 m. Les fonds du lagon plats ou peu accidentés sont constitués de matériels sédimentaires sablo-vaseux et parsemés de pinacles coralliens ;
- des récifs internes, dont une double barrière interne au sud-

## Géomorphologie récifale de Mayotte

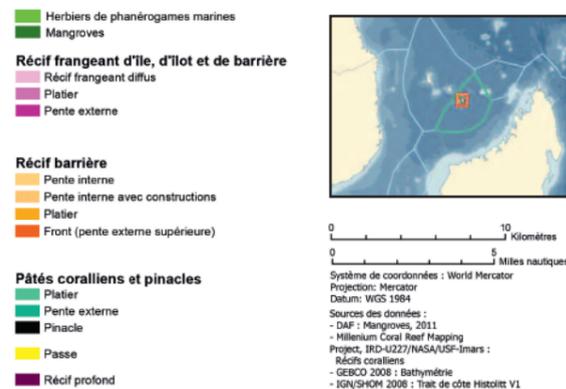


Figure 1 : Distribution des principaux biotopes marins autour de l'île de Mayotte (© Agence des aires marines protégées).

ouest de l'île d'une longueur de 18 km, qui s'est formée par une subsidence en deux phases. Ce type de formation récifale est très rare puisqu'il n'existe qu'une dizaine de double-barrières dans le monde ;

- un récif barrière, long de 140 km et large de 800 à 1500 m. Il présente aujourd'hui des zones continues (du nord-est au sud-ouest) encore entrecoupées de nombreuses passes récifales (dont certaines en voie d'oblitération) et des zones submergées à des profondeurs variables (Grande passe de l'Ouest, Banc de l'Iris et de la Prudente au Nord). L'exposition aux conditions océaniques des différentes zones du lagon s'en trouve donc hétérogène.

Sur le plan hydrodynamique, l'île de Mayotte est baignée par le courant du Mozambique et par le courant sud-équatorial qui induit un courant circulaire dans le sens horaire. Les échanges entre les eaux océaniques et le lagon se font par l'intermédiaire des passes et des fausses passes, mais également par-dessus la barrière à marée haute. Le marnage important, pouvant atteindre 4 m, est source de conditions environnementales propices au développement d'un écosystème spécifique au niveau des platiers récifaux qui émergent régulièrement.

Sur la base d'une année-type calculée entre 1999 et 2005, la température de sub-surface moyenne annuelle du lagon est de 27,5 °C. La température moyenne est maximale (29,1 °C) aux mois de mars et avril, soit en fin de saison chaude et humide, tandis que la température moyenne est minimale (25,6 °C) au mois d'août.

D'une manière générale, le lagon de Mayotte se caractérise par une superficie quatre fois supérieure à celle des terres émergées, un degré d'ouverture sur l'océan très variable, et des conditions environnementales (hydrodynamisme et hydrologie) qui présentent des gradients intenses engendrés par une côte très découpée. La combinaison de ces différentes caractéristiques conduit à une grande variabilité spatio-temporelle des paramètres de l'environnement lagonaire et engendre une dynamique singulière des milieux et des peuplements qui leur sont inféodés.

A cet écosystème corallien se trouvent associés des vasières et des mangroves bien développées, particulièrement en fond de

baies. Elles sont composées de sept espèces de palétuviers et couvrent plus de 700 ha, sur 30 % du linéaire côtier. Les herbiers de phanérogames marines sont également bien présents et se répartissent de manière homogène sur les platiers des récifs autour de l'île.

L'évaluation de la valeur économique des services rendus chaque année par les récifs coralliens et les écosystèmes associés de Mayotte est estimée à 28 M€ (IFRECOR 2012). Les principaux services en termes économiques sont la protection contre les inondations côtières (11 M€/an), la production de biomasse commerciale et d'autoconsommation (9 M€/an), suivie du service d'attributs pour le tourisme «bleu» (6 M€/an). Le service de séquestration du carbone par les mangroves et herbiers complète ces bénéfices (2 M€/an).

### LE BANC DE LA ZÉLÉE

Le banc de la Zélée, situé en périphérie du Parc naturel marin de Mayotte, à environ 60 milles nautiques de l'île, est un atoll ennoyé qui culmine à 10 m sous la surface et s'étend sur 182 km<sup>2</sup>. Il est contigu avec le banc du Geyser (même cône volcanique sous-marin) qui est placé sous l'autorité du préfet des Terres Australes et Antarctiques Françaises. Auparavant vierges et peu fréquentées, ces hauts fonds connaissent depuis peu un développement des activités de pêche qui fragilise les ressources halieutiques. Par leur éloignement des côtes de Mayotte ou du nord de Madagascar, ils restent néanmoins à l'écart des forts apports telluriques et des fortes pressions anthropiques, à l'inverse des îles habitées de la région du sud-ouest de l'océan Indien. En cela, ces récifs possèdent un fort intérêt scientifique car ils sont susceptibles de jouer un rôle clé en tant que « sources » pour d'autres récifs coralliens voisins, et de sentinelles pour la compréhension de l'incidence du réchauffement climatique sur les récifs de la région.

## LES RÉSEAUX DE SURVEILLANCE DES RÉCIFS CORALLIENS

La surveillance de l'état de santé des récifs coralliens à Mayotte est assurée via un réseau de stations de suivi qui sont régulièrement expertisées dans le cadre de différents programmes.

### Le suivi des fronts des récifs frangeants.

Les récifs frangeants sont les plus exposés aux impacts anthropiques venant des terres émergées, et représentent donc un indicateur intéressant de la réponse des communautés biologiques à ces stress environnementaux. Ce suivi initié en 1989 permet d'avoir une vision de leur évolution spatiale depuis plus de 25 ans (1989, 1997, 2004, 2012). Il représente en ce sens un élément précieux de la surveillance des récifs de l'île. La méthodologie employée consiste à parcourir tous les 7 ans l'ensemble des fronts récifaux frangeants de l'île et à y relever tous les 20 à 30 m les informations suivantes : taux de recouvrement du substrat par les coraux durs et mous, espèces de coraux prédominantes, autres informations d'ordre biologique ou géomorphologique pouvant traduire des conditions environnementales, etc. L'acquisition systématique de clichés photographiques géoréférencés des fonds permet d'effectuer a posteriori une analyse des communautés benthiques dominantes.

### Le suivi des stations sentinelles de l'ORC

9 sites englobant 25 stations sont surveillés depuis la mise en place en 1998 de l'Observatoire des Récifs Coralliens de Mayotte (ORC). Un suivi des peuplements benthiques et ichtyologiques est réalisé selon les méthodes standardisées du GCRMN. Il s'agit d'un suivi faisant intervenir un haut niveau d'expertise, pratiqué tous les ans sur 3 sites de référence, et de façon moins régulière sur 6 autres sites.

### Le suivi des récifs barrière et internes

Ce suivi à grande échelle a été mis en place en 2005. Le principe de la méthode consiste à expertiser des quadrats de 25 m<sup>2</sup> (5 m x 5 m) le long d'un transect de 25 m de long, soit un total de 10 quadrats (250 m<sup>2</sup>) par station. Dans chaque quadrat, une estimation visuelle du recouvrement par les différents substrats bio-

tiques (formes coralliennes et algales) et abiotiques est réalisée. Lors de la dernière campagne de 2013, 145 stations ont ainsi pu être expertisées sur l'ensemble des secteurs géographiques de l'île.

### Le suivi Reef Check

Mis en place dès 2002 à Mayotte, ce suivi annuel utilise une méthodologie simplifiée accessible aux non-professionnels et standardisée au niveau mondial. 16 stations de suivi sont réparties sur les 3 types de récif présents à Mayotte.

### Le suivi de l'AMP de la Passe en S

Il s'agit d'un suivi initié en 1995 et dont l'objectif est d'appréhender l'effet du statut de protection de l'aire marine protégée (AMP) de la Passe en S sur les peuplements ichtyologiques. Il a été choisi d'adopter la méthode de suivi BACIPS (Before After Control Impact Paired Series), qui repose sur la surveillance en parallèle de deux zones (la Passe en S et la Passe de Bandrélé), avant et après la mise en réserve de l'une des deux, et l'observation de l'évolution temporelle des descripteurs retenus pour caractériser les zones. Deux campagnes ont été réalisées à ce jour, en 1995 et 2009, au cours desquelles 10 stations ont été suivies.

### Le suivi de la réserve nationale de l'îlot Mbouzi

Ce suivi a été mis en place en 2010 afin de surveiller l'évolution des récifs coralliens situés dans le périmètre de la réserve naturelle nationale de l'îlot Mbouzi. Les peuplements de coraux et de poissons sont suivis tous les 2 ans sur 8 stations réparties autour de l'îlot.

Ainsi, au total, le réseau de stations régulièrement suivies pour caractériser l'état de santé des récifs de l'île comporte 204 stations. Parallèlement à ces suivis réguliers, des études thématiques plus ponctuelles viennent régulièrement enrichir la connaissance de l'état de santé des récifs coralliens de Mayotte.

Il convient également de signaler l'existence d'un suivi du risque ciguatérique, réalisé en lien avec l'augmentation du risque suite à la dégradation constatée des habitats.



## EVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS

### LES PEUPEMENTS BENTHIQUES

#### Les récifs frangeants

L'expertise mise en œuvre depuis plus de 20 ans sur l'état de santé des fronts des récifs frangeants de l'ensemble de l'île révèle une tendance évolutive irrégulière du recouvrement corallien. Cette variabilité de l'évolution du recouvrement corallien s'exprime au niveau spatial, avec de fortes variations observées autour de l'île, les secteurs ouest et sud présentant à ce jour les plus forts recouvrements. L'évolution dans le temps est elle aussi marquée par des tendances changeantes, avec une forte diminution des taux de recouvrement corallien entre 1989 et 2004, puis une nette augmentation depuis 2004 :

- En 1989, les fronts des récifs frangeants montraient en grande majorité des recouvrements coralliens de 50 à 80 % et la moitié du linéaire total de l'île présentait un recouvrement supérieur à 50 %.

- En 1997, on assiste à une dégradation des récifs avec une forte baisse de la couverture générale. Les fronts récifaux dont le recouvrement corallien est supérieur à 50 % ont quasiment disparus et sont désormais dominés par des peuplements coralliens appauvris, avec un recouvrement allant de 5 à 20 % du substrat. Ce résultat, qui montre déjà une forte dégradation des récifs avant le sévère épisode de blanchissement corallien de 1998, traduit les effets chroniques de l'anthropisation des littoraux sur la vitalité des récifs frangeants, qui sont les plus soumis aux impacts terrigènes.

- En 2004, la résilience des récifs suite au blanchissement de 1998 est amorcée. Le recrutement larvaire concerne l'ensemble des espèces coralliennes, mais les conditions environnementales dégradées favorisent le développement des espèces les plus robustes.

- En 2012, et malgré le phénomène de blanchissement corallien qui a affecté les récifs de Mayotte en 2010, on observe contre toute attente une augmentation du recouvrement corallien moyen à l'échelle de l'île, avec une réapparition significative des recouvrements supérieurs 50 %. Cette augmentation du recou-

vrement corallien, générale depuis 2004, pourrait être liée à une modification structurelle des communautés coralliennes, avec un remplacement des espèces originelles aux exigences écologiques particulières au profit d'espèces plus résistantes aux différentes pressions et avec des exigences écologiques moins strictes (leurs formes sont alors souvent plus rases, plus massives ou encroûtantes). Dans ce dernier cas, des métapopulations mieux adaptées au stress semblent alors se développer.

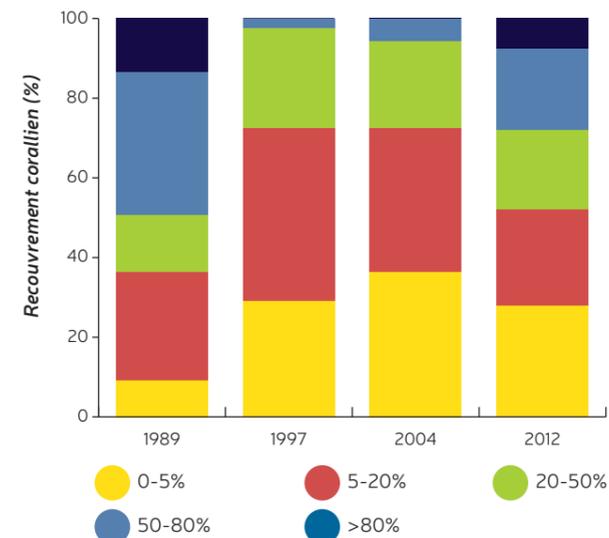


Figure 3 : Evolution entre 1989-2012 du recouvrement corallien sur les récifs frangeants de la Grande Terre de Mayotte (Durand et Thomassin 1992 ; Thomassin et al. 1998 ; Wickel et Thomassin 2005 ; Pareto, GIS lagmay, 2013)

#### Les récifs internes

En 2013, le recouvrement corallien sur les récifs internes est en moyenne de 40 % et est variable sur les 3 types d'habitats prospectés. Il est élevé sur la pente orientée vers le large (56 %), faible sur le platier (15 %), et moyen sur la pente orientée vers la côte (33 %). Par comparaison avec le suivi de 2005, la nette progression (+24 %) de la proportion en colonies coralliennes sur les récifs internes observée en 2013 traduirait une plus grande résistance au phénomène de blanchissement corallien de 2010 (Pareto, 2013).

#### Les récifs barrière

La dernière évaluation de l'état de santé du récif barrière (2013) met en évidence une très grande majorité de stations dégradées, voire fortement dégradées (Pareto, 2013). Le recouvrement corallien moyen sur le récif barrière est faible (23 %), et le substrat est majoritairement recouvert par des gazons algaux (turf). Par comparaison avec le suivi de 2005, les coraux Scléractiniaires et les algues calcaires ont régressé au profit du turf algal, qui colonise la dalle corallienne nue, les colonies mortes et les débris coralliens. Ce résultat semble traduire un impact élevé du blanchissement massif survenu en 2010 sur les communautés benthiques du récif. Par ailleurs, ce phénomène majeur semble avoir largement modifié la composition des peuplements coralliens du récif barrière, avec une mortalité très importante des espèces branchues et tabulaires et une résistance plus importante des espèces aux formes massives, encroûtantes et foliacées.

### LE PARC NATUREL MARIN DE MAYOTTE

Créé par le décret présidentiel du 18 janvier 2010, le Parc naturel marin de Mayotte est la seconde plus grande aire marine protégée française. Il couvre en effet l'ensemble de la zone économique exclusive (ZEE) de Mayotte, soit 68 381 km<sup>2</sup>. Côté terrestre, le Parc s'étend jusqu'au « haut de l'estran correspondant à la limite du domaine public maritime ». Les moyens humains, techniques et financiers du Parc naturel marin de Mayotte proviennent de l'Agence des Aires Marines Protégées, tandis que l'organe décisionnel du Parc, le conseil de gestion, est composé de 41 membres représentatifs des acteurs du milieu marin. Les orientations de gestion constituent le cadre dans lequel l'action du Parc naturel marin de Mayotte se déploie. Nées de la concertation, sept orientations ont été fixées par le décret de création et concernent les thématiques suivantes : connaissance et préservation du patrimoine naturel, qualité de l'eau, tourisme et loisirs, culture et traditions, pêche et aquaculture, sensibilisation. Les orientations de gestion sont déclinées en plans d'actions annuels ou pluriannuels mis en œuvre par l'équipe technique du Parc et ses partenaires.

#### Une capacité de résistance qui diffère selon le type de récifs

Les données récoltées dans le cadre des différents suivis de l'état de santé des récifs de Mayotte témoignent d'une évolution qui est généralement marquée par une tendance à la dégradation des peuplements, en termes de recouvrement corallien et de composition des peuplements. Cette tendance régressive reflète la réponse des communautés benthiques aux stress chroniques liés à une dégradation de la qualité de l'eau et/ou aux phénomènes ponctuels destructurant, tels que les épisodes de blanchissement corallien massifs (1983, 1998, 2010). La dynamique des communautés benthiques observée au travers des différents suivis n'est toutefois pas linéaire, mais affiche plutôt un profil en « dents de scie » avec des phases de dégradation et des phases de récupération.

Sur la base du suivi réalisé sur les stations sentinelles de l'ORC, une analyse de la dynamique des peuplements coralliens a été effectuée sur les 10 années qui ont suivi la mortalité corallienne massive liée au phénomène de blanchissement majeur de 1998 (Pareto, 2012). Elle fait ressortir que les 3 grands types récifaux (frangeant, interne, barrière) présentent des tendances très différentes, aussi bien en termes de résistance à la dégradation qu'en termes de résilience suite à un blanchissement sévère :

- une mortalité des peuplements coralliens plus forte sur les stations de récifs barrières, intermédiaire sur les récifs internes et plus légère sur les récifs frangeants,
- une cinétique de résilience plus rapide sur les stations de récifs frangeants, moyenne sur les récifs internes et plus lente sur les récifs barrières qui ne voient leur recouvrement augmenter sensiblement que 5 ans après le phénomène.

La dynamique récifale, observée suite au dernier phénomène de blanchissement majeur de 2010, semble suivre le même schéma, avec un impact plus important sur le récif barrière que sur les autres récifs, et un processus de résilience sur le site Passe en S qui n'était pas encore visible en termes de recouvrement corallien en 2013. L'observation de nombreuses recrues coralliennes laisse présager une reprise significative de la couverture corallienne dès 2015, soit à T+5 ans à l'instar du modèle post-1998 (Pareto, 2013a).

Toutefois, ces prévisions ne doivent pas masquer le fait que beaucoup plus de temps soit nécessaire pour que les communautés coralliennes atteignent un niveau « climacique », notamment au niveau de la composition spécifique et de la compétition spatiale entre les communautés coralliennes et algales.

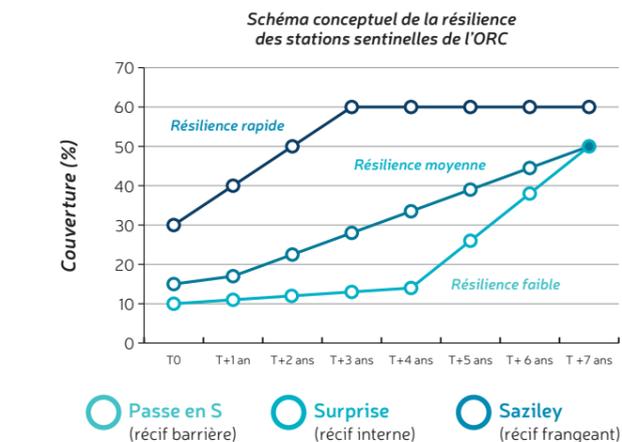


Figure 4 : Schéma conceptuel de la résilience des récifs observée sur les stations sentinelles de l'ORC (Pareto, 2012). T0=mortalité corallienne massive (1998, 2010).

#### Vers une modification de la composition des peuplements coralliens ?

L'impact des phénomènes de blanchissement massif survenus par le passé sur les peuplements des récifs frangeants font état d'une mortalité corallienne forte à très forte (Faure et al. 1984 ; Thomassin et al. 1999). Il est donc intéressant de noter que si le blanchissement des colonies coralliennes de récifs frangeants, observé pendant le dernier épisode majeur (mai-juin 2010), a été fort à très fort selon les secteurs (Obura et al. 2010 ; Erikson et al. 2012 ; Lagonia et Apnée, 2010), dans son ensemble la mortalité a finalement été modérée. Les peuplements coralliens des récifs frangeants de la Grande Terre ont ainsi été affectés par cet épisode de blanchissement à l'égal des autres types de récifs (internes et barrières), mais ont montré une résistance bien plus forte avec une mortalité associée largement moindre.

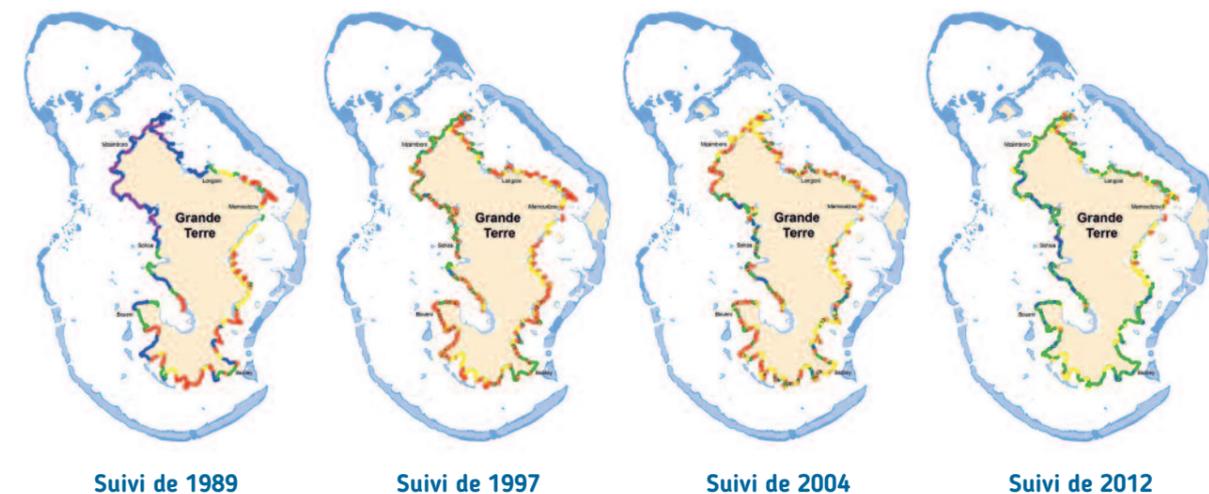


Figure 2 : Evolution spatiale et temporelle du recouvrement des fronts récifaux en Scléractiniaires entre 1989 et 2012, récifs frangeants de la Grande Terre de Mayotte (Durand et Thomassin 1992 ; Thomassin et al. 1998 ; Wickel et Thomassin 2005 ; Pareto, 2013).





Il semble donc que les peuplements coralliens de ces récifs frangeants, qui sont les plus directement soumis aux pressions d'origine terrestre (contamination et charge sédimentaire des eaux de ruissellement provenant des bassins versants), affichent une capacité de résistance aux épisodes de blanchissement corallien qui s'améliore au cours du temps. Ce constat pourrait traduire une adaptation des peuplements des récifs frangeants de la Grande Terre à des conditions contraignantes (eaux plus turbides, sédimentation fine, mauvaise qualité des eaux), en limitant le développement des espèces sensibles, et en favorisant donc indirectement le développement d'espèces robustes aux capacités de résistance/résilience plus fortes. En effet, on observe :

- Une diminution drastique des fronts récifaux frangeants des espèces les plus sensibles à ces conditions dégradées, essentiellement les Acropores à écomorphes branchus et tabulaires (en référence aux observations les plus anciennes), ces formes subsistant aujourd'hui sous forme de patchs qui peuvent s'observer sur les secteurs en relativement bon état.
- Un développement des Acropores digités et du groupe des coraux massifs-encroûtants-foliacés, qui paraissent à contrario bien plus robustes étant donné leur capacité à se développer dans les secteurs les plus dégradés. Ils semblent donc profiter de l'espace laissé vide par la disparition des formes les plus sensibles.

Il semble donc que la pression qui s'exerce sur les communautés récifales, fortement liée à Mayotte aux activités anthropiques et apports des bassins versants en amont, n'agit pas de la même manière sur l'ensemble du peuplement corallien, mais favorise la survie et le développement de certains types de coraux. Cette évolution dans la composition spécifique du peuplement corallien pourrait étayer l'hypothèse d'un « shift » depuis des communautés « climatiques » au profit d'espèces opportunistes plus robustes (Pareto et GIS Lagmay, 2013). Ce scénario hypothétique laisse présager des incidences négatives se traduisant par une diminution de la richesse spécifique des coraux Scléactiniaires. Cela se traduit également par une baisse de la complexité architecturale du récif via la disparition progressive des formes branchues et tabulaires, qui sont celles offrant le plus fort potentiel en microhabitats pour la biocénose associée au récif. Cette perte de diversité biologique liée à l'homogénéisation structurelle des récifs est ainsi susceptible d'affecter l'ensemble de l'écosystème récifal.

## LES MANGROVES

Réparties tout autour de l'île, les mangroves sont remarquablement établies, particulièrement au calme en fond de baie, bénéficiant de la grande taille du lagon et de la protection du récif barrière. Constituées de sept espèces de palétuviers, les mangroves sont représentatives en composition et morphologie des formations du domaine biogéographique de l'Afrique de l'Est, lui-même rattaché au bloc indo-pacifique. D'une superficie avoisinant 700 ha, on constate depuis une cinquantaine d'années, en lien avec le développement des pressions sur la côte, une diminution de la surface de mangroves d'environ 5% avec une relative stabilité dans le nord et à l'est de l'île et inversement, une évolution nettement régressive au sud et à l'ouest (Jeanson et al. 2014).

Mais la diminution des surfaces n'est que l'une des nombreuses pressions subies par les mangroves à Mayotte. En effet, en lien avec l'urbanisation croissante du littoral, la plupart de ces formations sont aujourd'hui coupées de leur bassin versant et des écosystèmes amont adjacents, les privant des apports en eaux douces et des alluvions nécessaires à leur bon fonctionnement et les amputant de leur fonction épuratrice, par ailleurs nécessaire à la vie du lagon. A l'autre extrême, on observe certaines mangroves asphyxiées par un excès d'apports alluviaux, comme dans le sud de l'île, où la mangrove a disparu de la baie de Dapani, ensevelie sous le sable issu des padzas, ces formations érodées consécutives à la culture sur brûlis.

Les mangroves de Mayotte n'en abritent pas moins d'extraordinaires richesses faunistiques et floristiques, bien qu'encore mal connues. On citera en particulier le *Phelsuma robertmertensi*, petit reptile endémique semble-t-il réfugié dans la mangrove, ou la surprenante mygale *Idioctis intertidalis*, qui vit en zone intertidale de certaines mangroves parmi les plus endommagées par la pression urbaine.

## LES PEUPELEMENTS DE POISSONS

### Diversité

Malgré une connaissance encore très partielle des peuplements ichtyologiques de Mayotte, ces derniers font état d'une diversité remarquable. Le récent travail d'inventaire des espèces en présence (Wickel et al. 2014) a permis de recenser 760 espèces de poissons marins, appartenant à 118 familles et 360 genres. Les espèces inféodées aux récifs coralliens représentent près de 80 % du nombre total d'espèces.

Si l'on se limite aux poissons associés aux récifs coralliens, qui représentent la fraction essentielle du peuplement total du complexe récif-lagonaire de l'île, la diversité est remarquable dans le contexte biogéographique de la province du sud-ouest de l'océan Indien.

Le calcul de la richesse spécifique théorique, basé sur l'indice CFDI (Coral Fish Diversity Index, d'après Allen et Werner 2002), indique que le peuplement récifal de Mayotte serait l'un des plus diversifiés de la zone, avec 664 espèces récifales présentes, contre 596 pour la Réunion et entre 423 et 468 pour les Iles Eparses (Juan de Nova, Geysier, Glorieuses, Europa) situées dans le canal du Mozambique (Tableau 1). Cette richesse spécifique exceptionnelle proviendrait de la localisation géographique de l'île

| Sites                | Coordonnées géographiques | Références                 | RS <sub>obs</sub> | RS <sub>th</sub> |
|----------------------|---------------------------|----------------------------|-------------------|------------------|
| Mayotte              | 13°S, 45°E                | Wickel et al., 2014        | 596               | 664              |
| Réunion              | 21°S, 55°E                | Fricke et al., 2009        | 549               | 596              |
| Atoll Baa (Maldives) | 5°N, 73°E                 | Chabanet et al., 2012      | 333               | 505              |
| Rodrigues            | 20°S, 62°E                | Heemstra et al., 2004      | 410               | 493              |
| Glorieuses           | 11°S, 47°E                | Durville et al., 2003      | 347               | 468              |
| Europa               | 22°22'S, 40°22'E          | Fricke et al., 2013        | 389               | 468              |
| Geysier              | 12°S, 46°E                | Chabanet et al., 2002      | 294               | 433              |
| Juan de Nova         | 17°S, 42°E                | Chabanet et Durville, 2005 | 299               | 423              |

Tableau 1 : Richesse spécifique des poissons sur les récifs coralliens du sud-ouest de l'océan Indien. RS<sub>obs</sub> : richesse spécifique observée ; RS<sub>th</sub> : richesse spécifique théorique calculée d'après l'indice d'Allen et Werner (2002).

de Mayotte, au centre du « triangle de corail » de l'océan Indien occidental, où la courantologie régionale favorise le transport de larves et la connectivité inter-récifale. De plus, la diversité des conditions environnementales, la variabilité spatio-temporelle des facteurs d'influence (houle, courant, turbidité, rugosité, marnage, ruissellement/infiltration), ainsi que la diversité des habitats récifaux favorisent cette diversité très élevée. Elle concorde également avec la théorie selon laquelle la diversité des poissons tend à augmenter avec l'âge de l'île et le degré de développement des constructions récifales (Harmelin-Vivien 1989 ; Sale et Douglas 1984 ; Kulbicki et Rivaton 1997 ; Letourneur 1998).

Au sein de ce pool d'espèces, 175 espèces possèdent un intérêt commercial important pour la pêche artisanale mahoraise, 25 font l'objet d'un classement sur la liste rouge mondiale des espèces menacées de l'UICN, et 7 sont inscrites sur la liste des espèces protégées de la CITES.

### Distribution spatiale des poissons dans le lagon

L'analyse de l'ensemble des données d'observations in situ fait ressortir que les communautés de poissons de Mayotte se différencient nettement selon le type de récif, ce qui met en évidence l'existence de biotopes préférentiels en termes de géomorphologie, distance à la côte, exposition hydrodynamique, profondeur, etc. Ces facteurs abiotiques influencent effectivement la fonctionnalité de l'habitat en termes de nourriture et d'abris disponibles.

Pour le peuplement total, les descripteurs retenus (richesse spécifique, abondance des individus) font état de valeurs plus élevées sur les récifs barrière (pentes internes et externes) que sur les récifs frangeants (Chabanet 2002). La représentativité des familles est également différente selon la géomorphologie récifale. Les espèces récifales de plus haute importance commerciale montrent notamment une variabilité de leurs populations selon le type d'habitat. Les Serranidae (mérus) présentent ainsi les plus fortes valeurs de densité et biomasse sur les récifs barrière, tandis que les Lethrinidae (capitaines) sont majoritairement présents au niveau des récifs internes (Figure 5). D'une manière générale, les pentes externes et secteurs de passes du récif barrière constituent un habitat singulier qui se démarque des autres par une abondance des espèces de forte importance commerciale très supérieure.

## LES HERBIERS DE PHANÉROGAMES MARINES

Les herbiers intertidaux de Mayotte sont distribués sur l'ensemble du récif frangeant et une partie du récif barrière, sur une superficie estimée à 760 ha (Loricourt 2005). Ils sont majoritairement plurispécifiques, et avec 11 espèces recensées localement, Mayotte constitue un site de haute diversité pour les phanérogames marines. Les herbiers sont généralement peu denses, probablement en raison du broutage soutenu par les tortues vertes, mais aussi en régression du fait de la diminution des apports de sables coralliens sur les platiers récifaux. Les herbiers mono-spécifiques à *Thalassodendron ciliatum* ont disparu des platiers du Grand Récif Nord-Est et de la Passe en S, mais les causes de cette disparition sont incertaines. Néanmoins, l'urbanisation croissante de Mayotte et l'agriculture sur des terrains de plus en plus pentus à l'origine de la déforestation, sont responsables de l'envasement du lagon et contribuent à dégrader les milieux où se développent les herbiers.

Du fait de la définition en 2011 de Mayotte en tant que département et région d'Outre-mer, la mise en place locale de la Directive Cadre sur l'Eau est récente. Le développement du réseau de stations DCE de suivi des herbiers est en cours de définition et sera mis en place de manière simultanée avec celui du Parc naturel marin de Mayotte, probablement sur les herbiers intertidaux peu profonds plurispécifiques dominés par *Halodule uninervis*, *Syrindodium isoetifolium*, *Halophila sp.* et *Thalassia hemprichii* (Ballorain et Dedeken 2014). Dans ce cadre et dans un souci d'harmonisation, un groupe de travail « Eaux Littorales », financé par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques et piloté par le Parc, a été mis en place à la fin de l'année 2012. Le démarrage de ces programmes permettra aux herbiers de Mayotte d'être suivis pour la première fois de manière pérenne, car si le suivi d'une station SeagrassNet avait été initié en 2009 au nord-est de l'île sous l'impulsion de la DAF, il s'était arrêté au bout de 2 ans.

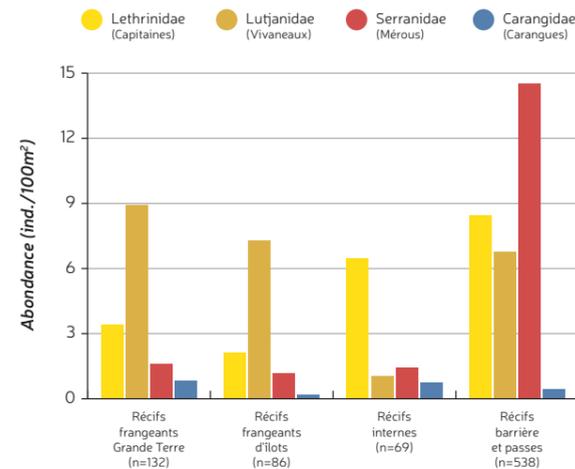


Figure 5 : Densités des familles de poissons récifaux de plus haute importance commerciale par type de récif (Lagonia, Pareto, 2012). L'effort d'échantillonnage pour chaque type (n) correspond au nombre de transects et/ou points fixes réalisés.

### Impact de la dégradation des habitats coralliens sur les poissons

Dans le cadre des suivis ORC entre 2000 et 2013, la dynamique des populations de poissons récifaux est fortement corrélée à l'état de santé des peuplements benthiques. Suite aux épisodes majeurs de blanchissement corallien en 1998 et 2010, la réponse des communautés ichtyologiques présente les caractéristiques suivantes :

- Il existe un décalage temporel significatif entre la dégradation des peuplements coralliens qui est détectable immédiatement et celle de l'ichtyofaune, qui est observée significativement vers la 2ème-3ème année. Ce résultat est confirmé par les observations régionales de l'ichtyofaune récifale après 1998, avec des effets du blanchissement pas toujours perceptibles à court terme (<1 an) sur les peuplements ichtyologiques (Chabanet 2002 ; Graham et al. 2007).
- Le changement des catégories benthiques dominantes sur le récif induit un changement de la structure trophique du peuplement ichtyologique. Cela se traduit par (i) une diminution des brouteurs d'invertébrés sessiles, notamment les poissons papillons qui utilisent le corail en tant que nourriture exclusive

pour plusieurs espèces, (ii) une diminution des poissons demoiselles omnivores et planctonophages qui utilisent les coraux branchus comme habitat de protection, et (iii) une augmentation des densités d'herbivores (principalement les poissons chirurgiens du genre *Ctenochaetus*) qui profitent du développement rapide des algues filamenteuses sur les coraux morts récemment pour trouver une nourriture abondante (Chabanet 2002). Le retour vers un état d'équilibre des différents régimes alimentaires avec une diminution progressive des herbivores et une augmentation des corallivores se met en place entre 2 et 4 ans après le phénomène destructurant (Pareto, 2013b).

• A l'instar de ce qui a été observé à l'échelle du sud-ouest de l'océan Indien suite au blanchissement de 1998 (Graham et al. 2007), les individus de petite taille sont les plus impactés car la réduction de la complexité structurelle du récif diminue son rôle protecteur et de fait, la capacité d'accueil et la survie des juvéniles et individus immatures. Cet effet aura des impacts sur la densité des individus adultes qui s'observeront plusieurs années plus tard, lorsque la cohorte affectée produira de toute évidence très peu d'adultes.

### Etat de la ressource halieutique et impact de la pêche et des activités humaines

Afin d'évaluer le niveau général d'impact des ressources ichtyologiques de Mayotte, 131 transects répartis sur plusieurs habitats récifaux ont été analysés sous l'angle des fonctions que remplissent les différentes espèces au sein de l'écosystème (Lagonia et Pareto, 2012). Cette approche, qui représente une alternative aux approches taxonomiques habituelles, semble indiquer que malgré quelques variations quantitatives dans les structures trophiques en termes de densité et biomasse, la structure trophique représentée par le nombre d'espèces possédant le même régime alimentaire (ou structure en redondance) reste remarquablement stable dans le temps et dans l'espace. Ceci suggère qu'il existe un effet significatif de la pêche sur les ressources ichtyologiques exploitées, mais que cet effet à l'échelle de l'ensemble du peuplement ichtyologique présente un impact modéré. Il est en effet suffisant pour alerter sur les effets négatifs sur les populations exploitées, mais insuffisant pour faire apparaître des signaux de

perturbation grave à l'échelle de l'ensemble du peuplement ichtyologique. De plus, les résultats des modèles statistiques mis en œuvre suggèrent que les indications d'impact de la pêche sur les peuplements surviennent majoritairement au niveau des récifs frangeants, qui sembleraient donc être davantage impactés que les autres grands biotopes récif-lagonaires, leur proximité à la côte les rendant plus accessibles à la pêche.

### AMP vs non AMP

L'évolution entre 1995 et 2009 des peuplements de poissons au sein de l'AMP de la Passe en S a été étudiée (Lagonia et al. 2010). Les tendances évolutives générales observées en zone protégée et en zone témoin sont largement similaires et vont dans le sens d'une diminution des densités et/ou biomasses. Toutefois, dans ce contexte général de diminution des ressources ichtyologiques, il apparaît que l'AMP résiste mieux que la zone non protégée, avec une diminution moindre des densités de certaines familles (Scaridae et Siganidae) en zone protégée. Par ailleurs, une augmentation significative de la taille moyenne des individus a été observée au sein de l'AMP chez plusieurs espèces fortement prisées par les pêcheries locales (Figure 6), traduisant le rôle de refuge que joue l'AMP, tant par la préservation des habitats que par celle des êtres vivants qu'elle abrite.

L'existence d'une forte pression de pêche illégale au sein de l'AMP semble attester que celle-ci fonctionne du point de vue des attendus écologiques, mais le bénéfice qui découle de la mise sous protection du site serait en grande partie perdu, le braconnage rendant ainsi moins significative la mise en évidence de l'effet réserve.

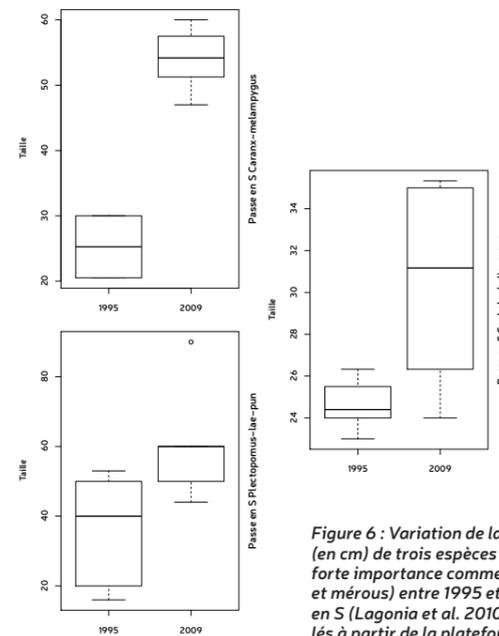


Figure 6 : Variation de la taille moyenne (en cm) de trois espèces de poissons de forte importance commerciale (carangue et mérous) entre 1995 et 2009 sur la passe en S (Lagonia et al. 2010). Boxplots calculés à partir de la plateforme PAMPA.

### CONCLUSION

Si la situation biogéographique de l'île de Mayotte à l'entrée nord du canal du Mozambique (point de dispersion des espèces coralliennes, Obura 2012) lui confère un patrimoine naturel marin exceptionnel, le contexte socio-économique et géopolitique de l'île est à l'origine d'une augmentation récente et particulièrement rapide des pressions humaines. En parallèle, les pressions d'origine naturelle (blanchissement corallien, prolifération d'*Acanthaster*) fragilisent également et de façon très marquée la structuration des récifs de l'île. Les résultats, acquis au travers des programmes de suivis établis depuis plus de 15 ans, permettent d'avoir un regard objectif sur la manière dont réagissent les écosystèmes marins de l'île à cette intensification des pressions. Il est indispensable aujourd'hui de poursuivre cette surveillance pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion du milieu qui sont mises en œuvre et les adapter au mieux à l'évolution complexe du socio-écosystème à Mayotte.

### Références bibliographiques

ALLEN GR, WERNER TB, 2002. Coral reef fish assessment in the coral triangle of southeastern Asia. Environ. Biol. Fish. 65: 209-214.

ANDREFOUET S, CHAGNAUD N, CHAUVIN C, KRANENBURG CJ 2008. Atlas des récifs coralliens de France Outre-mer, Centre IRD de Nouméa. 153p.

BALLORAIN K, DEDEKEN M, 2014. Etude et suivi des herbiers intertidaux de Mayotte – Etat d'avancement - octobre 2014 : vers une typologie des herbiers. Présentation orale, atelier 3 du GT national DCE, Gourbeyre, octobre 2014.

CHABANET P, 2002. Coral reef fish communities of Mayotte (western Indian Ocean) two years after the impact of the 1998 bleaching event. Mar. Freshwater Res. 53: 107-113.

DURAND D, THOMASSIN BA, 1992. Etat des platiers et du sommet des pentes externes en 1989-1990 : bilan de santé global. 66p.

ERIKSSON H, WICKEL J, JAMON A, 2013. Coral bleaching and associated mortality at Mayotte, Western Indian Ocean. Western Indian Ocean J. Mar. Sci. 11(1): 113-118.

ESPACES, GIS LAGMAY, 2005. Les récifs coralliens frangeants de l'île de Mayotte (Grande Terre) : bilan de l'état de santé en 2004 et évolution depuis 1989. Rapport pour DAF Mayotte. 69p + Annexes.

FAURE G, GUILLAUME M, PAYRI C, THOMASSIN BA, VAN PRAET P, VASSEUR P, 1984. Sur un phénomène remarquable de blanchiment et de mortalité massive des madréporaires dans le complexe récifal de l'île Mayotte (SW Océan Indien). C. R. Acad. Sc. Paris 299 (sér. III, 15) : 637-642.

GRAHAM N, WILSON S, JENNINGS S, POLUNIN N, ROBINSON J, BIJOUX J, DAW T, 2007. Lag Effects in the Impacts of Mass Coral Bleaching on Coral Reef Fish, Fisheries, and Ecosystems. Conservation Biol. 21(5): 1291-1300.

HARMEIN-VIVIEN ML, 1989. Reef fish community structure: An Indo-Pacific comparison, in: Vertebrates in Complex Systems (Harmelin-Vivien ML et Bourlière F eds.): 21-60.

JEANSON M, ANTHONY E, DOLIQUE F, CREMADES C, 2014. Mangrove Evolution in Mayotte Island, Indian Ocean: A 60-year Synopsis Based on Aerial Photographs. Wetlands 34, issue 3: 459-468.

KULBICKI M, RIVATON J, 1997. Inventaire des poissons lagonaires et récifaux de Nouvelle-Calédonie. Cybium 21(suppl.) : 81-98.

LAGONIA, APNEE, 2010. Blanchissement corallien massif à Mayotte de 2010. Alerte et point de situation au 10 mai 2010. 4p.

LAGONIA, PARETO, APNEE, 2010. Aire marine protégée de la passe en « S » (Mayotte, océan Indien) : Effet du statut de protection sur les peuplements ichtyologiques. Rapport pour le service Environnement et Forêt de la DAF Mayotte. 58p + Annexes.

LAGONIA, PARETO, 2012. Les peuplements ichtyologiques de Mayotte : Synthèse des connaissances et recherche d'indicateurs d'impact de la pêche. Rapport pour l'Agence des aires marines protégées/Parc Naturel Marin de Mayotte. 91p + Annexes.

LORICOURT A, 2005. Etude des herbiers à phanérogames marines à Mayotte. Rapport de stage, DAF. 58p.

LETOURNEUR Y, 1998. Composition, structures et réseaux trophiques des peuplements de poissons de la côte au vent de l'île de la Réunion. Cybium 22(1) : 267-283.

OBURA D, 2012. The diversity and biogeography of the western Indian Ocean reef-building corals. PLoS ONE 7(9): e45013

OBURA D, BENZONI F, BIGOT L, 2010. Coral bleaching and mortality in Mayotte in May 2010. The roles of environmental and biological factors. Poster WIOMSA 7th symposium, 2011.

PARETO, 2012. Campagne ORC 8. Suivi 2011 de l'état de santé des récifs coralliens de Mayotte - Suivi benthique et ichtyologique, et impact du blanchissement de 2010. Rapport pour la DEAL Mayotte. 72p + Annexes.

PARETO, 2013a. Suivi 2013 de l'état de santé du récif barrière et des récifs internes de Mayotte. Evolution des peuplements benthiques 8 ans après l'état initial des stations « MSA » de l'ORC Mayotte. Rapport pour le Parc naturel marin de Mayotte. 65p + Annexes.

PARETO, 2013b. Campagne ORC9 - Suivi 2013 de l'état de santé des sites GCRMN de référence de l'ORC Mayotte. Suivi des peuplements benthiques et ichtyologiques. Rapport pour le Parc naturel marin de Mayotte. 37p + Annexes.

PARETO, GIS LAGMAY, 2013. Etat de santé des récifs frangeants de la Grande Terre et des îlots du lagon de Mayotte. Situation en 2012 et analyse de l'évolution spatiale et temporelle depuis 1989. 60p + Annexes.

Sale, P.F. and Douglas, W.A, 1984. Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs, and the relation of community structure to reef structure. Ecology 65:409-422

THOMASSIN BA, ARNOUX A, BERLAND B, BECHEMIN C, PICHON M, FERTILLE JC, MARSHALL C, ROY D, 1998. Les récifs coralliens frangeants de l'île de Mayotte ("Grande Terre") : ré-examen de l'état de santé et bilan de la qualité des eaux côtières (14 septembre-15 octobre 1997). 61p + Annexes.

THOMASSIN BA, D.A.F./S.P.E.M. Mayotte, en coll. avec K. PRIESS, 1999. Observatoire des Récifs Coralliens de Mayotte. Description des stations & "Point zéro" de l'état de vitalité des peuplements (oct.-nov. 1998). 126p.

WICKEL J, JAMON A, PINAULT M, DURVILLE P, CHABANET P, 2014. Composition et structure des peuplements ichtyologiques marins de l'île de Mayotte (Sud-ouest de l'océan Indien). Cybium 38(3) : 179-203.



# Iles Eparses

AUTEURS :  
Clément QUETEL, Lionel BIGOT, Pascale CHABANET

## TABLE DES MATIÈRES

|   |    |
|---|----|
| Introduction  | 00 |
| Les réseaux de surveillance des récifs coralliens         | 00 |
| • Réseau GCRMN (Global Coral Reef Monitoring)             | 00 |
| • Réseau Reef Check                                       | 00 |
| Etat de santé des récifs coralliens dans les îles Eparses | 00 |
| • Description des stations GCRMN dans les îles Eparses    | 00 |
| • Indicateurs de l'état de santé des récifs coralliens    | 00 |
| Conclusion  | 00 |
| Références bibliographiques                               | 00 |

## INTRODUCTION

Tromelin, Glorieuses, Juan de Nova, Bassas da India et Europa sont cinq îlots français regroupés sous l'appellation « Iles Eparses ». Disséminées dans le canal du Mozambique et à l'est de Madagascar (pour Tromelin), ces îles ont été découvertes tardivement par les européens, au cours du XVI<sup>ème</sup> siècle.

Depuis 1960, les îles Éparses sont placées sous l'autorité du ministre chargé de l'Outre-mer. Leur administration est confiée en 2005 au préfet, administrateur supérieur des Terres australes et antarctiques françaises (TAAF). Depuis 2007, les îles Eparses font partie intégrante des TAAF et constituent le 5<sup>ème</sup> district de la collectivité territoriale, aux côtés des districts de Kerguelen, Crozet, Saint-Paul et Amsterdam, et Terre Adélie.

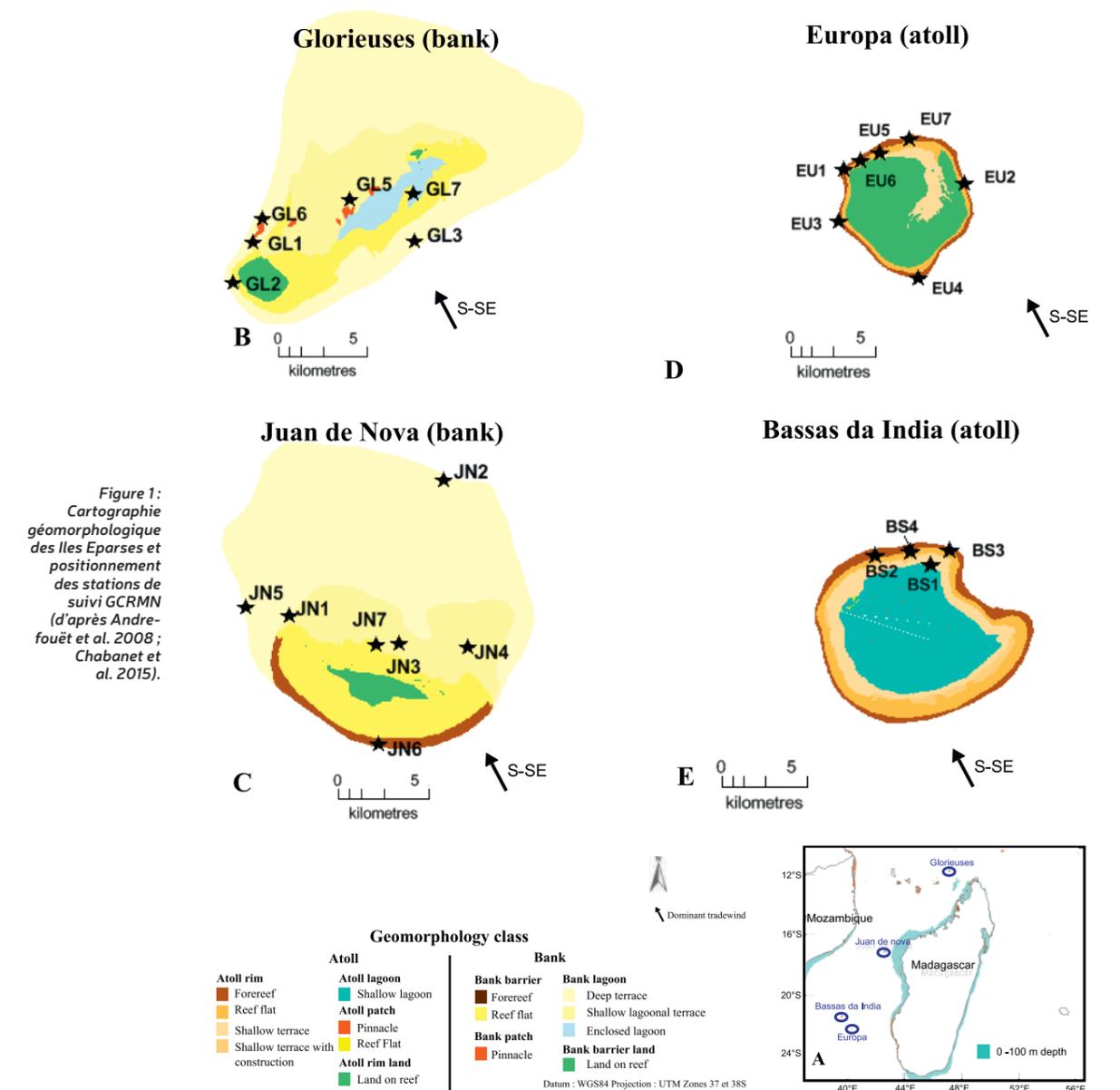
## Géographie - Climat

Les îles Eparses sont des îles d'origine volcanique et de nature corallienne qui émergent à pic depuis les fonds marins jusqu'à la surface. Elles se répartissent entre 11° et 22° de latitude sud dans le canal du Mozambique (Archipel des Glorieuses, Juan de Nova, Bassas da India et Europa) et au nord de La Réunion (Tromelin) (Figure 1). Tandis que la surface terrestre cumulée de ces îles ne dépasse pas 45 km<sup>2</sup>, l'ensemble de leurs eaux sous juridiction française représente un total de 640 964 km<sup>2</sup> (soit environ 6 % du territoire maritime français) (Tableau 1).

Les îles Éparses se répartissent selon un gradient climatique allant d'un climat subaride pour l'île la plus méridionale (Europa) à un climat plus humide pour la plus septentrionale (Archipel des Glorieuses). Elles sont soumises à un régime d'influence tropicale, avec deux saisons marquées : une saison sèche et relativement fraîche (de mai à novembre) et une saison humide et chaude (de décembre à avril). Toutes sont situées dans la zone de formation et de circulation des dépressions et cyclones tropicaux.

## Océanographie

La circulation océanique est particulièrement importante dans le canal du Mozambique et les courants marins sont soumis à une très forte variabilité spatio-temporelle liée à la présence de nom-



breux tourbillons océaniques. Ces caractéristiques océanographiques influencent de manière significative la capacité de dispersion (larvaire et adulte) et de recrutement, et donc la connectivité de nombreuses espèces. Brassées par ces courants marins, les îles Eparses contribuent ainsi à la conservation des espèces marines, notamment en participant au réensemencement larvaire (coraux, poissons, échinodermes, etc.) des îles et pays voisins soumis à de fortes pressions anthropiques.

### Biodiversité

Les îles Eparses disposent d'un patrimoine biologique terrestre et marin exceptionnel. L'isolement géographique, le caractère insulaire, l'occupation humaine historiquement très limitée, ainsi que la présence d'un détachement militaire et d'un gendarme sur les îles depuis 1973 pour assurer la souveraineté de la France, ont en effet largement contribué à la préservation des îles et de leur naturalité.

Contrairement aux îles et littoraux voisins du canal du Mozambique, les Eparses ne sont quasiment soumises qu'à des menaces naturelles, notamment les effets des changements globaux (acidification des océans, variations du climat, etc.), ou encore les événements climatiques naturels (cyclones, dépressions, blanchissement, etc.). En plus de servir de refuge à de nombreuses espèces protégées, ces territoires sont des laboratoires uniques pour appréhender les impacts du changement climatique sur des modèles simplifiés, afin de mieux anticiper les effets de ces derniers sur des écosystèmes anthropisés. Très peu perturbées par le développement des activités humaines (pêche côtière, urbanisation, pollutions générées par les activités terrestres, etc.), les îles Eparses et leurs eaux sont aujourd'hui considérées comme des sites de référence au niveau mondial et permettent de projeter l'intégration de plusieurs réseaux d'observation à l'échelle régionale voire internationale.

Ces îles coralliennes ont une importance majeure en milieu tropical où elles abritent des écosystèmes parmi les plus diversifiés et complexes de la planète, comme les mangroves, les herbiers ou les récifs coralliens.

Les terres émergées du district des îles Eparses cumulent une superficie de 45 km<sup>2</sup> et présentent des caractères exceptionnels en

termes de richesse et de diversité spécifique (oiseaux marins, reptiles terrestres, flore, etc.). Sur certaines de ces îles, en particulier Europa, les habitats terrestres et les systèmes de végétation qui les composent sont dans un état de conservation exceptionnel. Les plages des îles Eparses constituent quant à elles des sites de pontes primordiales pour les tortues vertes et les tortues imbriquées, toutes deux menacées et protégées au titre de conventions internationales.

Au regard de la surface que représentent les eaux sous juridiction française attenantes aux îles Eparses, d'un total de 640 964 km<sup>2</sup>, on comprend que l'essentiel des richesses naturelles est associé au milieu marin (Tableau 2). Les îles Eparses, au travers de leurs immenses lagons mais aussi de leurs vastes zones économiques exclusives (ZEE), constituent ainsi des « hot-spot » de la biodiversité marine. Les ZEE des îles Eparses sont fréquentées par de nombreuses espèces de mammifères marins (plusieurs espèces de dauphin, et baleines, dont les baleines à bosse qui viennent y mettre bas pendant l'hiver près des côtes). De nombreuses espèces de requins et raies croisent également au large des îles (requins soyeux, requins renard, requins océaniques, requins baleine et grands requins blancs, raies diables, raies manta, etc.), mais aussi près des côtes (requins tigres, requins de Galapagos, requins citron, ou encore différentes espèces de requins marteaux).

|  | Europa               | Bassas da India      | Juan de Nova         | Glorieuses              |                      | Tromelin             |        |
|--|----------------------|----------------------|----------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|--------|
|  |                      |                      |                      | Archipel des Glorieuses | Banc du Geysier      |                      |        |
| Coordonnées  | 22°21' S<br>40°21' E | 21°28' S<br>39°42' E | 17°03' S<br>42°43' E | 11°35' S<br>47°18' E    | 12°18' S<br>46°34' E | 15°53' S<br>54°31' E |        |
| Superficie de la ZEE (km <sup>2</sup> )                              | 127 300              | 123 700              | 61 050               | 43 614                  | 285 300              | 640 964              |        |
| Superficie des unités géomorphologiques récifales (km <sup>2</sup> ) | 49.13                | 96.33                | 212.17               | 201.36                  | 256.79               | 6.9                  | 822.68 |
| Terre émergée sur récif  | 31.63                | 0.1                  | 5.48                 | 4.79                    | -                    | 0.85                 | 42.85  |
| Récif corallien  | 10.5                 | 49.18                | 43.47                | 26.92                   | 47.8                 | 5.42                 | 183.29 |
| Lagon / Lagune / Banc ennoyé   | 7                    | 47.05                | 163.22               | 169.65                  | 208.99               | 0.63                 | 596.54 |

Tableau 1 : Coordonnées et superficies des unités géomorphologiques des îles Eparses (Andrefouët et al. 2008).

Plus particulièrement, les récifs coralliens des îles Eparses cumulent une superficie de 822 km<sup>2</sup>. Ils hébergent une richesse spécifique particulièrement importante dont de nombreuses espèces menacées au niveau mondial et/ou bénéficiant de mesures de protection au titre de diverses conventions et traités (Convention de Bonn CMS, Convention de Washington CITES, Convention Baleinière Internationale, Convention de Nairobi). C'est notamment le cas du poisson napoléon (*Cheilinus undulatus*), du poisson perroquet vert (*Bolbometopon muricatum*), du mérou sellé (*Plectropomus laevis*) ainsi que plusieurs espèces d'élaémobranches et d'holothuries. L'interdiction de pêche dans les eaux territoriales des îles Eparses a également permis de préserver d'importantes populations d'espèces récifales soumises à de fortes pressions de pêche artisanale dans les îles et pays voisins.

Les îles Eparses sont classées en réserve naturelle depuis 1975, exception faite de Juan de Nova. En outre, l'île d'Europa ainsi que ses eaux territoriales sont classées Zone humide d'importance internationale (Convention RAMSAR) depuis octobre 2011. Enfin, la ZEE des Glorieuses est intégralement classée en Parc naturel marin depuis février 2012. Ces outils contribuent directement au maintien des récifs coralliens et des écosystèmes associés dans un bon état de conservation.



### LES MANGROVES

La mangrove d'Europa, d'une superficie de 700 ha, est parmi les derniers reliquats primaires dans le sud-ouest de l'océan Indien. C'est une mangrove lagonaire sur matériaux coralliens. Quatre espèces de palétuviers s'y organisent en réponse aux variations de substrat, de salinité et d'inondation : *Rhizophora mucronata*, *Ceriops tagal*, *Bruguiera gymnorhiza* et *Avicennia marina*. La mangrove d'Europa se révèle indispensable pour le développement des tortues vertes et imbriquées, et joue également un rôle de nurserie pour le requin pointe noire et le requin limon faucille. Côté avifaune, la mangrove d'Europa est fréquentée par l'aigrette dimorphe et constitue l'un des rares sites de reproduction connu du héron crabier blanc. Il est à noter qu'aucun suivi permanent de la mangrove d'Europa n'a été mis en place à ce jour. A ce titre, il n'est pas possible de décrire l'évolution de son état de santé.

|   | Tromelin | Glorieuses              |                 | Juan de Nova | Bassas da India* | Europa |
|---|----------|-------------------------|-----------------|--------------|------------------|--------|
|   |          | Archipel des Glorieuses | Banc du Geysier |              |                  |        |
| <b>Biodiversité marine</b>                              |          |                         |                 |              |                  |        |
| Plancton  | 18       | 179                     | -               | -            | -                | 18     |
| Algues  | -        | 215                     | -               | 36           | -                | 134    |
| Phanérogames  | -        | 6                       | 2               | -            | -                | 5      |
| Spongiaires   | -        | -                       | -               | 15           | -                | 24     |
| Cnidaires   | 26       | 110                     | 37              | 256          | 15               | 125    |
| Bryozoaires   | -        | 95                      | -               | -            | -                | 28     |
| Brachiopodes  | -        | -                       | -               | -            | -                | -      |
| Echinodermes  | 1        | 54                      | 30              | 23           | -                | 39     |
| Annéliides  | -        | -                       | -               | -            | -                | 4      |
| Mollusques  | -        | 247                     | 124             | 168          | -                | 14     |
| Arthropodes   | -        | 157                     | -               | 13           | -                | 176    |
| Tuniciers   | -        | -                       | -               | -            | -                | 15     |
| Poissons osseux (osteichthyens)                         | 95       | 349                     | 388             | 299          | 301              | 380    |
| Poissons cartilagineux (chondrichthyens)                | -        | 14                      | -               | 17           | 10               | 16     |
| Mammifères marins                                       | 2        | 5                       | -               | 5            | 2                | 7      |
|   | 142      | 1431                    | 600             | 832          | 328              | 985    |
| <b>Espèces marines ayant une phase de vie terrestre</b> |          |                         |                 |              |                  |        |
| Tortues marines en ponte                                | 1        | 2                       | 0               | 2            | 0                | 2      |
| Avifaune marine nicheuse                                | 3        | 2                       | 0               | 2            | 0                | 8      |
|   | 4        | 4                       | 0               | 4            | 0                | 10     |
| TOTAL   | 146      | 1435                    | 600             | 836          | 328              | 995    |

Tableau 2 : Biodiversité marine dans les îles Eparses (\*Bassas da India a été très peu étudié, d'où la faible diversité qui y est recensée) (TAAF 2015).

## LES RÉSEAUX DE SUIVI DES RÉCIFS CORALLIENS

Les îles Eparses sont des zones comme il en existe encore très peu au monde tant les pressions anthropiques qui s'y exercent sont faibles. A ce titre, leurs récifs coralliens constituent de véritables milieux de référence qu'il est apparu essentiel d'intégrer dans les réseaux de suivi existants.

Si l'isolement géographique des îles a permis de les protéger, il induit également de réelles difficultés logistiques et financières pour la mise en place des stations de suivi sur le territoire et pour en assurer un monitoring régulier. En outre, les mauvaises conditions océanographiques à Tromelin interdisent tout suivi sur un pas de temps court. Il en résulte que les stations installées dans les îles Eparses sont peu nombreuses et ont fait l'objet de peu de visites. Il n'en reste pas moins que les données récoltées constituent une source d'information capitale pour comprendre l'évolution de récifs coralliens préservés.

### Réseau GCRMN (Global Coral Reef Monitoring)

Le réseau de suivi GCRMN dans les îles Eparses s'est progressivement construit au cours des années 2000 et peut aujourd'hui être considéré comme finalisé et stable. Il est constitué d'un total de 27 stations (Tableau 3) installées au sein de plusieurs unités géomorphologiques (Tableau 3 ; Figure 1) et ayant fait l'objet d'une ou plusieurs visites. Deux stations GCRMN non renseignées dans le Tableau 3 sont également existantes sur le Banc du Geyser et suivies depuis 2000.

La méthodologie employée pour le positionnement des stations et leur suivi est celle usuellement recommandée par le réseau GCRMN (Conand et al. 1998) et fait l'objet d'une description détaillée dans Chabonet et al. 2015.

Les données collectées sur le terrain et les paramètres calculés (richesse spécifique, pourcentage de recouvrement des différentes catégories benthiques, abondance et biomasse par espèces de

poisson, etc.) dans le cadre du GCRMN sont enregistrées dans la base de données CoReMo puis font l'objet d'analyses. A terme, elles seront rapatriées dans la future base de données BD Récif Océan Indien en cours d'élaboration.

### Réseau Reef Check

Cinq stations Reef Check sont aujourd'hui identifiées dans les îles Eparses : 3 à Juan de Nova et 2 à Europa. Basé sur une méthode simple, standardisée et scientifiquement reconnue, ce programme de suivi est réalisé par des volontaires généralement accompagnés d'un scientifique. Compte-tenu de l'isolement prononcé des îles Eparses et de leur fréquentation très restreinte, il est particulièrement difficile d'assurer la pérennité d'un suivi régulier de ces stations. Néanmoins, les données récoltées ne doivent pas être négligées et permettent de compléter les actions de suivi scientifique conduites dans le cadre du GCRMN.

## LES HERBIERS

Les herbiers de phanérogames marines ne constituent pas un habitat majeur dans les eaux des îles Eparses. En effet, les quelques herbiers identifiés à Europa et dans l'Archipel des Glorieuses sont de petite taille et ne présentent pas une densité importante. Il s'agit principalement d'herbiers plurispécifiques, formés d'*Holodula uninervis*, *Thalassia hemprichii*, *Cymodocea sp.* et *Halophila ovalis*, et d'herbiers monospécifiques à *Thalassodendron ciliatum*.



## ETAT DE SANTÉ DES RÉCIFS CORALLIENS DANS LES ÎLES EPARSEES

### Description des stations GCRMN dans les îles Eparses.

### EUROPA

Un total de 141 espèces de Scléactiniaires a été observé sur l'ensemble des stations. Les recouvrements coralliens sont élevés sur les pentes externes (>60 %, notamment sur les stations situées au nord de l'île) et plus faibles sur les platiers (<41 %), alors que les algues calcaires constituent un environnement spécifique pour ce milieu (Tableau 4). Les coraux sont dominés par des *Acropora*, de nombreux *Montipora* et des *Porites*.

La diversité ichtyologique est comprise entre 48 et 59 espèces sur l'ensemble des stations, sauf pour celles situées sur la pente externe exposée et sur le platier (< 26 sp). L'abondance moyenne est également faible sur le platier et plus élevée sur les pentes externes, notamment sur la partie abritée de l'île (>1 600 individus), où a été répertoriée une densité exceptionnelle de planctonophages (*Chromis*, *Anthias* et *Caesio*). Les biomasses enregistrées sont très variables entre les stations (100 à 1 850 g/m<sup>2</sup> sur EU1 et EU3 respectivement), avec une moyenne de 752 g/m<sup>2</sup> (Tableau 4). Les biomasses élevées sur les stations exposées au vent (>1 100 g/m<sup>2</sup> avec requins à EU3 et EU4, 740 g/m<sup>2</sup> sans requin à EU2) sont principalement liées à la présence de requins (requin pointe blanche et requin marteau) et à des gros individus piscivores (mérour patate, vivaneau à deux taches) et herbivores (poissons perroquets).

### BASSAS DA INDIA

La diversité corallienne est comparable à celle d'Europa. Les pentes externes sont caractérisées par des recouvrements coralliens élevés (>58 %) notamment sur le nord et l'est du banc récifal. Les communautés benthiques de pente externe sont marquées par une forte représentation des algues calcaires encroûtantes et une faible proportion de turfs algaux (Tableau 4).

Les platiers, associés au milieu lagunaire sableux peu profond, sont caractérisés par des coraux épars peu développés et les algues calcaires.

La diversité ichtyologique, l'abondance et la biomasse les plus faibles se trouvent dans le milieu lagunaire peu profond (respectivement 34 sp, 352 ind. et 70 g/m<sup>2</sup>). Sur les pentes externes, les valeurs recensées sont homogènes pour la diversité (60 à 66 sp) et très élevées pour les abondances (1 260 à 2 280 ind.) (Tableau 4). Ces valeurs exceptionnelles viennent essentiellement des planctonophages diurnes (*Chromis*, *Anthias* et *Caesio*) et nocturnes qui se rassemblent dans des grottes le jour (poissons haquettes). Les biomasses sont également élevées sur les pentes externes (380 à 720 g/m<sup>2</sup>), essentiellement en raison de la présence de piscivores comme les mérours (sellé, marbré, à quatre selles) et les vivaneaux (à deux taches, à raies bleues, égrefin), mais aussi celle d'herbivores de grande taille (notamment le poisson perroquet bicolore). Il est à noter la présence du requin de Galapagos recensé uniquement à Bassas da India.

### JUAN DE NOVA

Un total de 145 espèces de Scléactiniaires a été observé sur l'ensemble des stations. Sur les pentes externes et les terrasses lagunaires peu profondes, la diversité et le recouvrement corallien sont élevés (>70 sp et >47 % respectivement). Sur les pentes externes, les communautés sont homogènes et dominées par des *Acropora*, *Pocillopora*, *Porites* et *Faviidae*. Dans le sud et le nord de l'île, les formations d'acropores sont spectaculaires et organisées en assemblages de coraux tabulaires, branchus et digités. A l'ouest du banc (JN5), les pentes externes plus profondes sont marquées par des formations originales composées de *Faviidae* (*Favia spp.*, *Favites spp.*, *Montastrea Echinopora*) et d'*Agaricidae* (*Pavona spp.*). Les stations situées sur les terrasses lagunaires peu profondes, constituées par de grands massifs coralliens isolés dans des environnements sableux, sont caractérisées par une diversité élevée (>50 sp) malgré la forte représentation des formations algales (Tableau 4).

L'ensemble des paramètres ichtyologiques sont plus faibles sur le platier (diversité : 26 sp, abondance : 123 ind. et biomasse : 50

| Ile             | Station | TOTAL | Unités géomorphologiques |         |                 |                    | Années des suivis |      |                       |      |      |      |      | Total |
|-----------------|---------|-------|--------------------------|---------|-----------------|--------------------|-------------------|------|-----------------------|------|------|------|------|-------|
|                 |         |       | Pente externe            | Platier | in- Pente terne | Terrasse lagunaire | 1996              | 2002 | 2004                  | 2006 | 2008 | 2011 | 2012 |       |
| Europa          | EUR 1   | 7     | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
|                 | EUR 2   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
|                 | EUR 3   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
|                 | EUR 4   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
|                 | EUR 5   |       | -                        | x       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
|                 | EUR 6   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | x    | -                     | -    | x    | -    | -    | 2     |
|                 | EUR 7   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
| Bassas da India | BAS 1   | 4     | -                        | -       | x               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
|                 | BAS 2   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | x    | -    | -    | 1    |       |
|                 | BAS 3   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | x    | -    | -    | 1    |       |
|                 | BAS 4   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | x    | -    | -    | 1    |       |
| Juan de Nova    | JDN 1   | 7     | -                        | -       | -               | x                  | -                 | -    | x                     | -    | x    | -    | x    | 3     |
|                 | JDN 2   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | x                     | -    | x    | -    | x    | 3     |
|                 | JDN 3   |       | -                        | -       | -               | x                  | -                 | -    | -                     | x    | -    | x    | 3    |       |
|                 | JDN 4   |       | -                        | -       | -               | x                  | -                 | -    | x                     | -    | x    | -    | x    | 3     |
|                 | JDN 5   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | x                     | -    | x    | -    | x    | 3     |
|                 | JDN 6   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | -    | -    | x    | 1     |
|                 | JDN 7   |       | -                        | x       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | -    | -    | x    | 1     |
| Tromelin        | TRO 1   | 2     | -                        | -       | x               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
|                 | TRO 2   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | -    | -    | 1     |
| Glorieuses      | GLO 1   | 7     | x                        | -       | -               | -                  | -                 | x    | -                     | -    | x    | x    | -    | 4     |
|                 | GLO 2   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | x    | -                     | -    | x    | x    | -    | 4     |
|                 | GLO 3   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | x    | -                     | -    | -    | x    | -    | 3     |
|                 | GLO 4   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | x    | abandon de la station |      |      | -    | 1    |       |
|                 | GLO 5   |       | -                        | -       | x               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | x    | -    | 2     |
|                 | GLO 6   |       | x                        | -       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | -    | x    | x    | -    | 2     |
| GLO 7           | -       | -     | -                        | x       | -               | -                  | -                 | -    | -                     | x    | x    | -    | 2    |       |
| TOTAL           |         | 27    | 18                       | 2       | 3               | 4                  |                   |      |                       |      |      |      |      |       |

Tableau 3 : Caractéristiques des stations de suivi GCRMN dans les îles Eparses (TAAF, 2015).

g/m<sup>2</sup>) et plus élevés sur les stations de terrasse profonde en bordure de tombant notamment à l'ouest (JN5 : 59 sp, 1630 ind. et 1350 g/m<sup>2</sup>). Les valeurs exceptionnelles de biomasse s'expliquent principalement par la présence de grands individus piscivores (mérrou géant, mérrou pointillé, mérrou croissant jaune, vivaneaux à deux taches, carangue bleue et carangue à grosses têtes), herbivores (nason gris, perroquet grand bleu) et de bancs de planctonophages (*Caesio*). A l'exception de deux stations, les requins (requin gris de récif, à pointes blanches, corail et nourrice fauve) sont présents sur toutes les stations (1 à 5 individus par comptage).

## GLORIEUSES

Un total de 131 espèces de Scléactiniaires a été recensé (Tableau 4). Sur les pentes externes, les communautés benthiques sont le plus souvent dominées par des algues calcaires (*Halimeda spp.*) associées à des assemblages algaux et des turfs, formant plus de 45 % de recouvrement. Le recouvrement corallien est globalement moyen (>28 % de coraux durs), même si la diversité reste élevée, le milieu étant marqué par une forte représentation des coraux mous (Xenidae). Sur les platiers, les recouvrements coralliens sont faibles à moyens et le milieu benthique fortement ensablé, notamment à proximité immédiate de l'île du Lys et de la Grande Glorieuse.

Les diversités maximales ont été observées sur les pentes externes abritées et dans le lagon interne (GL7, 60 sp) alors que la plus faible diversité a été relevée sur la pente externe exposée au vent (GL3, 39 sp). Les mêmes tendances ont été observées pour l'abondance et la biomasse. Sur GL2, la forte abondance (1 161 ind./transect) est essentiellement expliquée par la présence de planctonophages (*Chromis*, *Anthias*) et du labre arc-en-ciel. Les biomasses sont comprises entre 560 g/m<sup>2</sup> (GL1) et 60 g/m<sup>2</sup> (GL3) avec une biomasse moyenne sur l'ensemble des stations de 248 g/m<sup>2</sup>. Aucun requin n'a été observé sur les transects.

## INDICATEURS DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS CORALLIENS

L'état de santé des récifs coralliens dans les îles Eparses peut être estimé en prenant en compte différents indicateurs : le recouvrement corallien (indicateur de vitalité corallienne, John et al. 2007; Newman et al. 2007) associé au pourcentage de macro-algues et algues gazonnantes (indicateur de perturbation, Hughes 1994 ; Bahartan et al. 2010), le nombre d'espèces en poissons (indicateur de l'habitat, Chabanet et al. 1997), et la biomasse en poissons (indicateur de pression de pêche, Pauly et al. 2002 ; Guillemot et al. 2014). Une analyse comparative de ces indicateurs se fera entre les îles Eparses et sur d'autres sites de l'océan Indien.

### Vitalité des coraux

Une analyse spatiale des communautés benthiques montre que le recouvrement corallien est plus élevé dans le sud du canal (Europa et Bassas da India, 50-80 %) que dans le nord (Glorieuses, Juan de Nova, 40 %). Ces coraux sont souvent associés à des algues calcaires impliquées dans la bio-construction du récif, notamment sur certains secteurs comme Bassas da India. Les macro-algues suivent une tendance opposée : couverture moyenne de 26 % aux Glorieuses au nord et très faible couverture dans le sud (7 % à Europa) correspondant ainsi à un gradient « nord-sud » le long du canal du Mozambique (Figure 3). Ces macro-algues (assemblages algaux, turfs algaux), qui restent encore assez peu présentes dans les îles Eparses, peuvent être considérées comme des indicateurs complémentaires d'état de santé des récifs, au même titre que les coraux durs et les algues calcaires constructeurs de récif (*Halimeda spp.*). La diversité des Scléactiniaires pour les îles du canal est d'ailleurs élevée (> 130 sp/île), ce qui constitue un indicateur supplémentaire pour qualifier les îles Eparses de références pour la zone sud-ouest de l'océan Indien.

Une analyse temporelle sur 5 stations de pente externe échantillonnées à Juan de Nova entre 2004 et 2013 et sur 2 stations aux Glorieuses entre 2002 et 2011 montre les capacités de résilience très importantes de ces différents types de récifs (Figure 2). En 1998, le réchauffement des eaux de surface suite au phénomène El Nino avait entraîné un phénomène de blanchissement corallien de très grande ampleur qui n'a pas épargné le canal du Mozambique, notamment le

nord du canal ainsi que l'île de Juan de Nova. L'évolution des recouvrements benthiques à Juan de Nova montre une dynamique assez spectaculaire de la recolonisation corallienne au cours des dix dernières années. Elle se traduit par un gain de 50 % de recouvrement sur la majorité des stations de pente externe (JN2) et de terrasse lagonaire peu profonde (JN1 à 4). Sur la station de pente externe la plus profonde (JN5), on note en revanche une stabilité du recouvrement corallien face aux différents épisodes de blanchissement. Ceci confirme le statut particulier de ces habitats plus profonds (23 à 25 m) qui confère à cette zone un potentiel de « sanctuaire » très important en termes de fonctionnalité de l'écosystème face aux perturbations environnementales. L'analyse des recouvrements sur la Grande Glorieuse (GL1 et GL2) montre un schéma de résistance/résilience différent. Il est caractérisé par une très grande stabilité des communautés coralliennes face aux perturbations du milieu depuis 2002, et une forte représentation naturelle des communautés algales qui structurent cet habitat (*Halimeda spp.*).

### Diversité spécifique en poissons

A l'échelle du transect, la diversité en poissons est la plus élevée à Bassas da India (moyenne 64 sp/250m<sup>2</sup>) et la plus faible à Juan de Nova (moyenne 46 sp/250m<sup>2</sup>), alors que des valeurs intermédiaires sont recensées aux Glorieuses et à Europa (54 et 50 sp/250m<sup>2</sup> respectivement) (Tableau 4). A petite échelle, ce paramètre est à relier principalement à la complexité structurale et la couverture corallienne (Chabanet et al. 1997). La plus faible diversité recensée à Juan de Nova peut s'expliquer par un recouvrement corallien plus faible par rapport aux autres îles du sud du canal du Mozambique (Bassas da India, Europa) et une diversité des habitats peu élevée. Une comparaison à l'échelle de l'océan Indien montre des valeurs contrastées de diversité moyenne entre les bancs de Geysers et Zélée (69 sp/100m<sup>2</sup>, Chabanet et al. 2002a), Mayotte (40 sp/100m<sup>2</sup>, Chabanet 2002) et La Réunion (35 sp/100m<sup>2</sup>, Chabanet et al. 2002b). A l'extrême opposé, la diversité recensée dans des zones partiellement détruite par l'utilisation de la dynamite est de l'ordre de 6 sp/100m<sup>2</sup>



(Samoilys 1988 ; Russ et Alcalá 1989).

Même s'il est difficile de comparer la diversité moyenne recensée dans les îles Eparses (moyenne 55 sp/250m<sup>2</sup>) avec ces valeurs en raison d'une surface d'échantillonnage différente (les espèces ne sont pas réparties de manière proportionnelle sur une surface donnée), il apparaît néanmoins que les valeurs relevées dans les îles Eparses ne sont pas exceptionnelles.

A l'échelle de l'île, une analyse des richesses spécifiques permet de replacer les îles Eparses dans un contexte régional et de comparer différents sites du canal du Mozambique. Pour cela, l'index de diversité (CFDI, Allen et Werner 2002) a été utilisé pour minimiser l'effort d'échantillonnage et les différences techniques d'observation utilisées. Les valeurs obtenues à partir des inventaires poissons publiés (Allen 2005 ; Chabanet et Durville 2006 ; Durville et Chabanet 2009; Fricke et al. 2013 ; Samoily et al. 2011 ; Wickel et al. 2014) montrent un gradient nord-sud, avec des richesses spécifiques plus élevées dans le nord du canal du Mozambique que dans le sud (Figure 3). Cette forte diversité dans le

nord du canal est à relier en partie aux conditions océaniques autour de l'archipel des Comores qui est une zone de brassage, alimentée par des courants tourbillonnants (Piton 1989). Plus localement, la zone située au nord du Cap d'Ambre est connue pour être une zone de convergence de courants et à « upwelling » conduisant à des enrichissements importants des eaux de surface en sels nutritifs riches en plancton (Piton 1989). Ces conditions océaniques particulières favoriseraient les échanges entre les récifs coralliens dans le nord du canal du Mozambique. La diversité des communautés coralliennes y est également très forte avec plus de 140 espèces de Scléactiniaires recensées entre 2012 et 2013.

### Biomasse en poissons

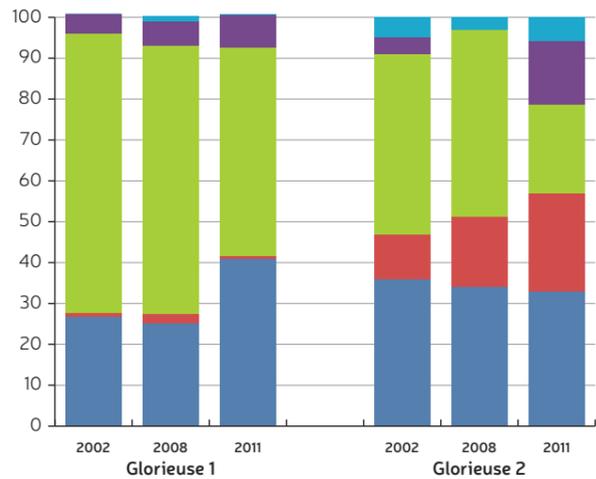
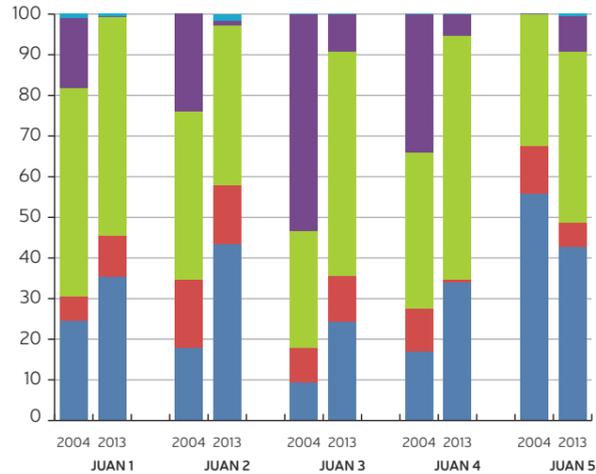
L'étude de la biomasse moyenne de poissons sur les îles Eparses montre une certaine hétérogénéité entre les îles. Europa présente la plus forte valeur (752 g/m<sup>2</sup>), soit 3 fois celle des Glorieuses (248 g/m<sup>2</sup>) (Tableau 4). Cette grande différence s'explique en partie par la présence de requins et de mérous de grande taille qui sont presque systématiquement comptabilisés sur les stations de pente externe à Europa, Bassas da India et Juan de Nova. Lorsque les requins ne sont pas pris en compte, la biomasse la plus forte est relevée à Juan de Nova et Bassas da India (485 et 451 g/m<sup>2</sup> respectivement), ce qui représente environ 2 fois plus que celle recensée aux Glorieuses et à Europa. Ces différences de

biomasses avec les Glorieuses s'expliquent par une présence moindre dans les comptages des carnivores de grande taille (Serranidae, Lutjanidae, Lethrinidae, Carangidae, etc.), qui participent en grande partie à la biomasse en poissons. Une analyse temporelle des données récoltées sur GL1 et GL2 entre 2002 (premières stations GCRMN installées dans les îles Eparses) et 2011 montre une diminution de 27 % de la biomasse durant cette période. Cette diminution de la biomasse peut être expliquée par une pression de pêche illégale qui commence à se faire sentir aux Glorieuses, confirmée par la présence d'ancre et de fils de pêche sous l'eau, particulièrement autour de l'île du Lys. La raréfaction des ressources halieutiques dans les zones habitées pousse les pêcheurs à exploiter des zones où la ressource est encore abondante malgré l'interdiction de pêche.

Une comparaison des biomasses en poissons des îles Eparses avec des valeurs récoltées sur d'autres récifs de l'océan Indien permet de resituer les îles Eparses dans un contexte régional. Une étude de Mc Clanahan et al. (2011) permet de faire ressortir le caractère exceptionnel des îles Eparses où les valeurs moyennes de biomasse recensées sont comprises entre ≈ 5 000 kg/ha avec requin et 3 500 kg/ha sans requin. Dans cette étude, une biomasse maximale d'environ 1000 kg/ha a été recensée aux Maldives (pêche interdite), et la plus faible au Kenya avec moins de 100 kg/ha (pêche autorisée). Mc Clanahan et al. (2011) estiment

|                 | Europa               | Glorieuses    | Juan de Nova  | Bassas da India |                |
|-----------------|----------------------|---------------|---------------|-----------------|----------------|
| <b>Benthos</b>  | Diversité (corail)   | 141           | 131           | 145             |                |
|                 | Coraux (%)           | 72,1 ± 7,4    | 28,4 ± 7,6    | 47,5 ± 12,9     | 62,9 ± 7,8     |
|                 | Coraux mous (%)      | 10,8 ± 6,6    | 9,1 ± 4       | 8,8 ± 0,6       | 13,7 ± 6,6     |
|                 | AD + turf (%)        | 7,0 ± 3,0     | 26,6 ± 7,4    | 23 ± 9,2        | 1 ± 0,2        |
|                 | Algues calcaires (%) | 7,8 ± 3,5     | 17,3 ± 3,3    | 24,9 ± 6,2      | 29,9 ± 9,6     |
|                 | Abiotique (%)        | 2,2 ± 0,9     | 16,6 ± 4,8    | 3,4 ± 3,5       | 6,3 ± 2,6      |
| <b>Poissons</b> | Autres (%)           | 0,7 ± 0,2     | 2,02 ± 1,1    | 0,4 ± 0,5       | 0,3 ± 0,4      |
|                 | Diversité            | 50,3 ± 12,4   | 54,1 ± 8,3    | 46,1 ± 9,1      | 64,0 ± 35,5    |
|                 | Densité              | 871,3 ± 292,1 | 612,1 ± 322,7 | 508,7 ± 410,3   | 1470,1 ± 621,8 |
|                 | Biomasse             | 752,5 ± 657,1 | 247,9 ± 221,9 | 565,9 ± 418,4   | 537,3 ± 169,8  |
|                 | Biomasse (- requins) | 276,3 ± 156,6 | 247,9 ± 221,9 | 484,6 ± 150,0   | 451,1 ± 238,6  |

Tableau 4 : Benthos (%) et indicateurs poissons sur les stations GCRMN à Europa (EU), Glorieuses (GL), Juan de Nova (JN), Bassas da India (BA). Données pente externe (stations >10 m, pente externe, terrasse profonde). Diversité corallienne calculée /station, diversité et abondance poissons /250m<sup>2</sup> et biomasse g/m<sup>2</sup>.



● Coraux durs ● Coraux mous ● Algues  
● Abiotiques ● Autres

Figure 2 : Evolution spatio-temporelle du recouvrement des communautés benthiques (%) sur 5 stations de pentes externes de Juan de Nova entre 2004 et 2013 (en haut) et sur 2 stations de Glorieuses entre 2002 et 2011 (en bas).

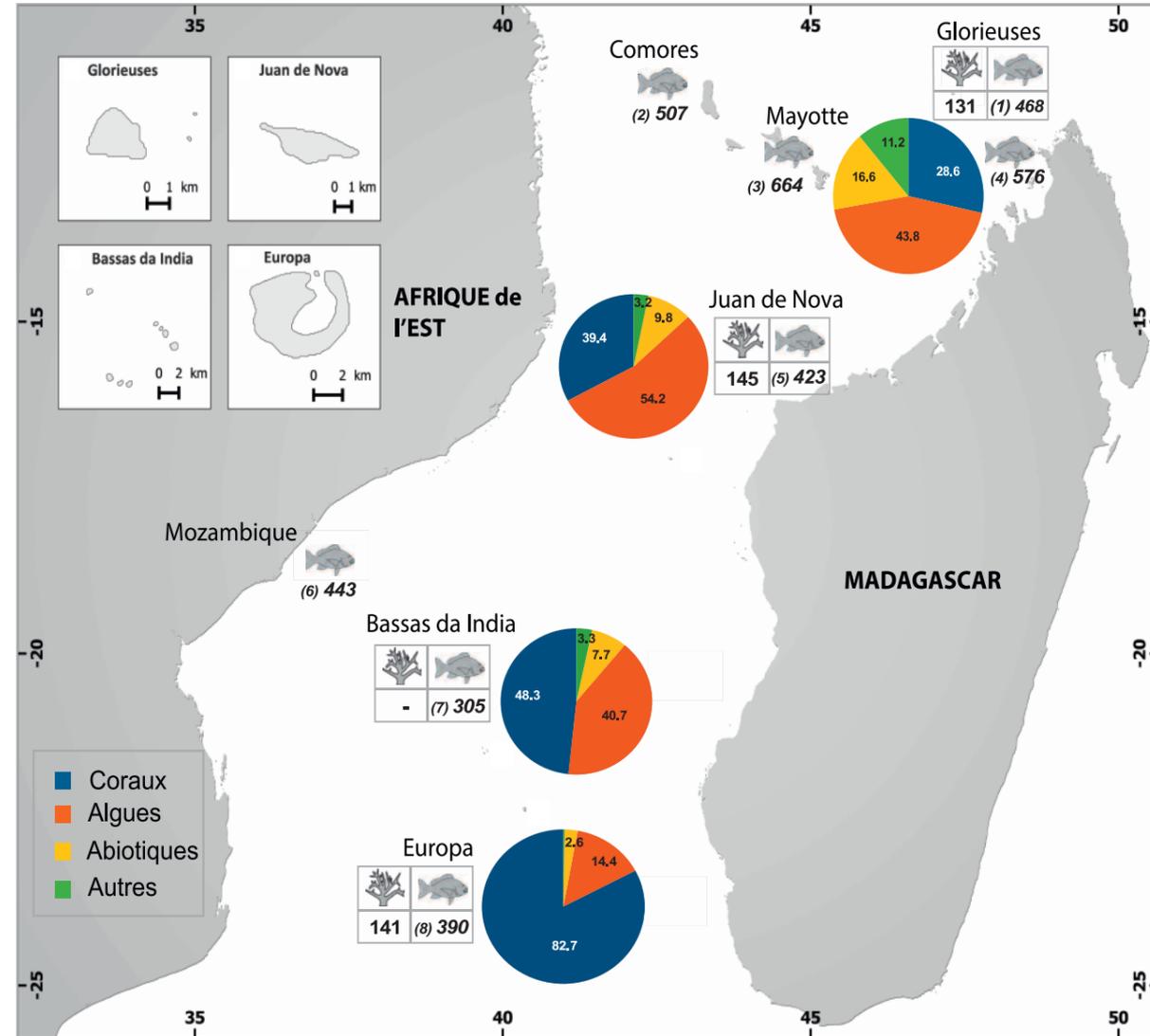


Figure 3 : Recouvrement moyen en benthos et diversité corail-poissons sur l'ensemble des stations échantillonnées par île (d'après Chabanet et al. 2015).

(1) Glorieuses : Durville et Chabanet 2009 ; (2) Comores : Samoilys unpublished ; (3) Madagascar : Allen 2005 ; (4) Juan de Nova : Chabanet et Durville 2006 ; (5) Bassas da India : Chabanet et al. Unpublished ; (6) Europa : Fricke et al. 2013 ; (7) Mozambique : Samoilys et al. 2011 ; (8) Mayotte : Wickel et al. 2014.

une biomasse de référence pour un écosystème corallien non impacté par la pêche depuis 30 ans à environ 1 200 kg/ha. Les îles Eparses qui bénéficient d'une protection depuis plus de 30 ans affichent donc des valeurs bien au-delà de cette estimation, en moyenne près de 3 fois supérieures à la valeur proposée. Ces différences de biomasse peuvent être expliquées par (1) la profondeur de l'échantillonnage (<10 m vs ≥10 m dans le cas des îles Eparses), (2) l'absence de données récoltées sur des sites éloignés sans pression anthropique directe comme les îles Eparses, (3) la faible taille des aires marines protégées dans l'étude de McClanahan et al. (2011), ce qui sous-estime les taxons dont les besoins fonctionnels nécessitent de l'espace comme les prédateurs en bout de chaîne trophique (incluant les requins). Les valeurs de biomasse obtenues in situ aux îles Eparses représentent des valeurs de référence pour des récifs coralliens sans pression de pêche.

## CONCLUSION

Il ressort ainsi que les récifs coralliens des îles Eparses présentent un caractère exceptionnel tant du point de vue de leur biodiversité, de l'état de santé de leurs communautés coralliennes et ichtyologiques, que de leur résilience. La présence de grands prédateurs et l'absence de macro-algues filamenteuses sont des indicateurs de bonne santé de ces récifs coralliens. Malgré les biomasses élevées recensées, une pression de pêche croissante se fait sentir, notamment dans l'Archipel des Glorieuses. Il est souhaitable que le classement des récifs coralliens de cet archipel en Parc naturel marin, adjacent à celui de Mayotte, permette un renforcement de la surveillance maritime de la zone pour une gestion durable des récifs et de ses ressources. Un suivi sur le long terme est essentiel pour suivre l'évolution des récifs dans un contexte de pressions anthropiques grandissantes et de changement climatique entraînant une accélération de la dynamique des populations marines.

## Références bibliographiques

ALLEN GR, 2005. Reef fishes of northwest Madagascar, in: MCKENNA S, ALLEN GR, RANDRIANASOLO H (eds). A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Coral reefs of Northwest Madagascar. RAP Bull. of Biol. Assessment 31. Conservation International, Washington DC, USA: 39-48.

ALLEN GR, WERNER TB, 2002. Coral Reef fish assessment in the coral triangle of southeastern Asia. Env. Biol. Fish. 65: 209-214.

ANDREFOUET S, CHAGNAUD N, CHAUVIN C, KRANENBURG CJ, 2008. Atlas des récifs coralliens de France Outre-mer. Centre IRD de Nouméa. 153p.

BAHARTAN K, ZIBDAH M, AHMED Y, ISRAEL A, 2010. Macroalgae in the coral reefs of Eilat (Gulf of Aqaba, Red Sea) as a possible indicator of reef degradation. Mar. Poll. Bull. 60: 759-764.

CHABANET P, RALAMBONDRAINY H, AMANIEU M, FAURE G, GALZIN R, 1997. Relationship between coral reef substrata and fish. Coral Reefs 16: 93-102.

CHABANET P, 2002. Coral reef fish communities of Mayotte (western Indian Ocean) two years after the impact of the 1998-bleaching event. Mar. & Fresh. Res. 53: 107-113.

CHABANET P, TEISSIER E, DURVILLE P, MULOCHEAU T, RENE F, 2002. Peuplement ichtyologique des bancs de Geysier et Zéléé (océan Indien occidental). Cybium 26 : 1-18.

CHABANET P, DURVILLE P, 2006. Reef fish inventory of Juan de Nova's natural park (Western Indian Ocean). Western Indian Ocean J. Mar. Sci. 4: 145-162.

CHABANET P, BIGOT L, NAIMO G, GARNIER R, MOYNE-PICARD M, 2002. Coral reef monitoring at Reunion Island (Western Indian Ocean). 9th International Coral Reef Symposium, Bali 2: 873-878.

CHABANET P, BIGOT L, NICET JB, DURVILLE P, MASSE L, MULOCHEAU T, RUSSO C, TESSIER E, OBURA D, 2015. Coral reef monitoring in the Iles Eparses, Mozambique Channel (2011-2013). Acta Oecologica (in press).

CONAND C, CHABANET P, QUOD JP, BIGOT L, 1998. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens du S-O de l'Océan Indien. Manuel méthodologique. PRECOI. 27p.

DURVILLE P, CHABANET P, 2009. Intertidal rockpool fish in the Glorieuses Islands (West Indian Ocean). Western Indian Ocean J. Mar. Sci 8(2): 231-237.

FRICKE R, DURVILLE P, BERNARDI G, BORSA P, MOU-THAM G, CHABANET P, 2013. Checklist of the shore fishes of Europa Island, Mozambique Channel, southwestern Indian Ocean, including 302 new records. Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A, Neue Serie 6: 247-276.

GUILLEMOT N, CHABANET P, KULBICKI M, VIGLIOLA L, LEOPOLD M, JOLLIT I, LE PAPE O, 2014. Effects of fishing on fish assemblages in coral reef ecosystem: from functional response to potential indicators. Ecol. Indicators 43: 227-235.

HUGHES TP, BAIRD AH, BELLWOOD DR, CARD M, CONNOLLY SR, 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. Science 301: 929-933.

JOHN BF, SELIGER, 2007. Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: timing, extent, and subregional comparisons. PLoS One 2.8: e711.

MCCLANAHAN TR, GRAHAM NA, MAC NEIL MA, MUTHIGA NA, CINNER JE, BRUGGEMANN JH, WILSON SK, 2011. Critical thresholds and tangible targets for ecosystem-based management of coral reef fisheries. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 108: 17230-17233.

NEWMAN CA, KNUDBY AJ, LEDREW EF, 2007. Assessing the effect of management zonation on live coral cover using multi-date IKONOS satellite imagery. Jour. of Applied Remote Sensing 1: 11504-11520.

PAULY D, CHRISTENSEN V, GUENETTE S, PITCHER TJ, SUMAILA UR, WALTERS CJ, WATSON R, ZELLER D, 2002. Towards sustainability in world fisheries. Nature 418: 689-695.

PITON B, 1989. Quelques aspects nouveaux sur la circulation superficielle du canal de Mozambique (Océan indien). Doc. Sci. ORSTOM Brest 54. 31p.

RUSSO G, ALCALA A, 1989. Effects of intense fishing pressure on assemblage of coral reef fishes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56: 13-27.

SAMOILYS M, 1988. Abundance and species richness of coral reef fish on the Kenyan coast: the effects of protective management and fishing. Proc. 6th Intern. Coral Reef Symp. Australia 2: 261-266.

SAMOILYS MA, NDAGALA J, MACHARIA D, DA SILVA I, MUCAVE S, OBURA D, 2011. A rapid assessment of coral reefs at Metundo Island, Cabo Delgado, northern Mozambique. RAP Bull. of Biol. Assessment 61: 1-36.

WICKEL J, JAMON A, PINAULT M, DURVILLE P, CHABANET P, 2014. Composition et structure des peuplements ichtyologiques marins de l'île de Mayotte (sud-ouest de l'océan Indien). Cybium 38(3) : 179-203.



# La Réunion

**AUTEURS :**  
 Julien WICKEL, Jean-Benoît NICET, Lionel BIGOT, Pascale CHABANET, Bruce CAUVIN, Karine POTHIN, Jean-Pascal QUOD, Mathieu SERE, Guillaume MALFAIT.

## TABLE DES MATIÈRES

|  |    |
|--|----|
| <b>Introduction</b>                                      | 00 |
| <b>Les réseaux de surveillance des récifs coralliens</b> | 00 |
| <b>Evolution de l'état de santé des récifs</b>           | 00 |
| • Les peuplements benthiques                             | 00 |
| • Les peuplements de poissons                            | 00 |
| <b>Conclusion</b>  | 00 |
| <b>Références bibliographiques</b>                       | 00 |

## INTRODUCTION

### Géographie-Climat

Située dans l'océan Indien, à 700 km à l'est de Madagascar et au nord du tropique du Capricorne, l'île de la Réunion est un grand cône volcanique posé sur une plaine abyssale. L'île est la plus occidentale de l'archipel des Mascareignes, comprenant également les îles Maurice et Rodrigues. D'une superficie de 2512 km<sup>2</sup>, la Réunion est constituée de 2 massifs volcaniques : le Piton des Neiges, qui culmine à 3069 m, aujourd'hui inactif et profondément entaillé par l'érosion, et le Piton de la Fournaise, en activité régulière, culminant à 2631 m et qui occupe le tiers sud-est de l'île. Le relief accidenté de la Réunion et ses contrastes climatiques extrêmes induisent une grande diversité d'habitats et d'espèces associées.

### Humain

La Réunion était inhabitée lorsqu'elle fut découverte par les Portugais au début du XVI<sup>ème</sup> siècle (1513), mais l'île n'a été vraiment exploitée qu'à partir de 1642, quand la compagnie française de l'Orient fondée par Richelieu en prend possession. Escalade française sur la route des Indes, l'île s'adonne au XVIII<sup>ème</sup> siècle à la culture du caféier, puis aux cultures vivrières et à celle des épices. L'île devient département français en 1946, et va connaître en un demi-siècle des bouleversements sociaux, économiques, et politiques considérables. La population va presque quadrupler entre 1976 (227 000 habitants) et 2014 (845 000 habitants), résultat des progrès médicaux entraînant une baisse spectaculaire de la mortalité tandis que la natalité reste forte, et plus récemment, d'un pouvoir attractif de l'île qui attire de plus en plus d'immigrants d'Europe et de l'océan Indien. La démographie locale se caractérise par la jeunesse des habitants et leurs origines variées, à la fois européennes, ouest-africaines, est-africaines, malgaches, indiennes, malaises et chinoises. La cohabitation dans un espace restreint a donné lieu à des mélanges inédits, leurs langues formant le créole réunionnais, leurs religions se rencontrant autour d'un syncrétisme original, leurs gastronomies nourrissant ensemble la cuisine réunionnaise et leurs musiques fusionnant pour donner le Sega et le Maloya, ce dernier étant classé au patrimoine culturel immatériel de l'humanité (Unesco 2009).

La Réunion fait partie des régions ultrapériphériques de l'Union Européenne, et depuis la loi de décentralisation de 1982, le conseil régional est une collectivité territoriale à part entière. Les compétences en matière de protection de l'environnement et de gestion du domaine public maritime sont assurées par l'État (DEAL, DMSOI). Les financements de la recherche et de la gestion du milieu marin sont assurés par l'État, le Conseil Régional, le Conseil Général et l'Europe.

### Socio-économie

Le Produit intérieur Brut était de 16,3 milliards d'euros en 2013. Les premiers secteurs d'activité sont l'éducation, la santé et l'action sociale. Le commerce tient également une place notable en raison des flux importants engendrés par les importations. L'emploi est essentiellement concentré dans le secteur tertiaire. Le taux de chômage, qui atteint 29 % de la population active en 2013, favorise une économie parallèle qui tient une place importante (ex. pêche à pied, cueillette). En termes de fréquentation touristique, les arrivées nombreuses du début des années 2000 ne sont plus constatées, l'épidémie de Chikungunya en 2005-2006 et l'augmentation du « risque requin » à partir de 2011 ayant été autant d'éléments défavorables au secteur touristique. Par ailleurs, dans le domaine des grands travaux d'infrastructures, la Réunion se trouve engagée depuis plusieurs années dans divers programmes très ambitieux (route des tamarins, nouvelle route du littoral, ports, etc.) à l'impact positif sur la croissance économique de l'île, mais moins sur l'environnement.

### Présentation des récifs coralliens de la Réunion

La température moyenne annuelle des eaux de surface autour de l'île avoisine les 26°C, condition propice au développement des récifs coralliens. Ces derniers sont jeunes et essentiellement localisés à l'ouest/sud-ouest de l'île, où ils constituent une ceinture discontinue due à la présence de ravines qui véhiculent des eaux superficielles à l'origine d'apports terrigènes. L'ensemble des formations récifales totalise un linéaire de 25 km, soit à peine 12 % du périmètre de l'île, et occupe une surface évaluée à 18 km<sup>2</sup> en 2015. L'absence de récifs coralliens le long des secteurs est et nord s'explique par l'étroitesse du plateau continental sous-marin et le développement remarquable de cônes alluvionnaires édifiés par les rivières qui véhiculent un volume important de matériaux détritiques (Montaggioli et Faure 1980).

Les récifs coralliens réunionnais se divisent en récifs embryonnaires ou bancs récifaux (début de colonisation du substrat volcanique par les coraux), en plates-formes récifales (platier étroit directement accolé à la côte) et en récifs frangeants (Battistini et al. 1975) qui sont les formations récifales les plus évoluées de l'île. Ces formations de récifs frangeants, dont l'âge est estimé à 10 000 ans (Montaggioli 1978), se répartissent en 4 complexes récifaux de Saint-Gilles/la Saline, Saint-Leu, Etang-Salé et Saint-Pierre.

Les écosystèmes marins associés aux récifs coralliens sont peu développés, les herbiers de phanérogames étant rares et monospécifiques (*Syringodium isoetifolium*) et la mangrove absente. En revanche, le littoral de l'île offre une succession de biotopes rocheux et sableux, dont les biocénoses marines sont encore mal connues.



Les facteurs océanographiques sont caractérisés par des marées de type semi-diurne et de faible amplitude (de 0,1 à 0,9 m). Les marées sont donc très faibles et les phénomènes de marée sont fréquemment masqués par l'effet des facteurs météorologiques (direction et intensité du vent, état de la mer, pression atmosphérique). Généralement, durant les basses mers des vives eaux, le platier récifal ne découvre que sur une vingtaine de centimètres pendant environ quelques heures. Les platiers récifaux de la Réunion ne sont donc que très peu soumis à l'exondation prolongée et à la dessiccation (Bouchon 1978), en dehors des périodes de grandes marées d'équinoxe (exondations plus longues et plus importantes), ou lors d'épisodes de marnage exceptionnel, comme en 2015.

En revanche, l'incidence des houles, et notamment des houles australes qui peuvent se manifester tout au long de l'année y est prépondérante. Ces dernières prennent naissance dans les parages de l'île Marion, à plus de 3000 km au sud-ouest de l'archipel des Mascareignes, à l'occasion de la formation de dépressions polaires. Elles viennent toucher les côtes de la Réunion deux ou trois jours après leur formation. Lorsque la tempête est suffisamment longue et forte, la houle qui en résulte est très importante (> à 7 m), et le déferlement devient extrêmement violent sur les récifs coralliens. Les houles australes, comme les houles cycloniques qui s'observent durant la saison chaude, jouent un rôle majeur dans l'évolution des communautés benthiques marines et redessinent régulièrement le trait de côte littoral.

Les phénomènes cycloniques et les épisodes de blanchissement corallien constituent les facteurs naturels qui affectent le plus les récifs, surtout lorsque ceux-ci sont soumis par ailleurs à des pollutions diffuses et/ou chroniques entraînant maladies ou développement algal.

Le bilan des connaissances sur la biodiversité des récifs coralliens à la Réunion fait état d'environ 2832 espèces (Bourmaud 2003 ; Pareto et al. 2015). Ce chiffre masque cependant une grande disparité de connaissance entre les différents groupes taxinomiques et entre les unités récifales. L'aspect fragmentaire des informations laisse à penser que la biodiversité pourrait être bien plus élevée (Tessier et al. 2008).

## LES RÉSEAUX DE SUIVI DES RÉCIFS CORALLIENS

Face à la progression mondiale de la dégradation des récifs, constatée à la Réunion depuis la fin des années 1980, et suite à l'épisode de blanchissement corallien global de 1998, une initiative du Programme Régional pour l'Environnement de la Commission de l'Océan Indien (PRE/COI) a permis la mise en place d'un « Réseau Récif » destiné à assurer un suivi de l'état de santé des récifs coralliens dans les îles membres de la COI : la république des Comores, la république de Maurice, la république des Seychelles, Madagascar et la France/Réunion. Ce réseau régional a été officiellement reconnu en 1999 comme « nœud régional du GCRMN » (Global Coral Reef Monitoring Network) pour la région sud-ouest de l'océan indien (Chabanet et al. 2001).

Parallèlement, la problématique de suivi de l'état de santé des récifs à la Réunion a permis de structurer un « Réseau Récif » local, regroupant les collectivités locales, l'Etat, les scientifiques et les associations. Différents systèmes de suivi de l'état de santé des récifs coralliens, reposant tous sur la mise en place de stations pérennes, se sont donc progressivement mis en place. Plusieurs programmes de suivi cohabitent actuellement à la Réunion.

### Le suivi GCRMN

Ce programme de suivi international (Wilkinson 2008) et dont les bases méthodologiques ont été adaptées à la région Sud Ouest de l'Océan Indien (English et al. 1997 ; Conand et al. 1998 ; Obura 2014) a été initié localement en 1998. Il comporte actuellement 14 stations (7 de platier et 7 de pente externe) qui ont été positionnées sur les 4 principaux édifices récifaux de La Réunion. Parmi ces stations, 10 se situent dans le périmètre de la Réserve naturelle marine de la Réunion (RNMR) (secteurs de Saint-Gilles, Saint-Leu et Etang-Salé) et 4 hors périmètre de la RNMR (secteur de Saint-Pierre). Le suivi, qui est réalisé tous les ans depuis 1998, se base sur l'analyse de l'évolution spatiale et temporelle des 3 peuplements suivants : ichtyologique, benthique sessile et benthique vagile. Les méthodes d'échantillonnage utilisées pour relever les données sont les Line transect pour les peuplements benthiques sessiles (3x20m), et les Belt transect pour les peuplements ichtyologiques (3x250m<sup>2</sup>) et les peuplements ben-

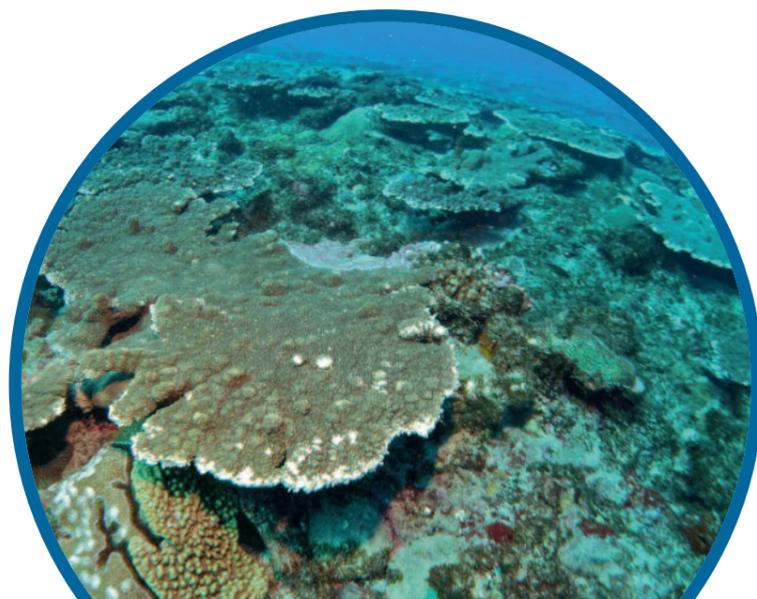
thiques vagiles (3x100m<sup>2</sup>). Ce suivi est effectué à un niveau d'expertise expert pour le benthos et les poissons.

### Le suivi DCE

Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau, une caractérisation régulière de l'état de santé des récifs réunionnais doit être mise en œuvre afin de s'assurer du bon état et du bon fonctionnement écologique des écosystèmes côtiers et récifaux. Au regard des objectifs de la DCE (CE 2000), une première campagne visant à qualifier et quantifier les peuplements benthiques des pentes externes des récifs de la Réunion a ainsi été réalisée sur 64 stations en 2009 (Pareto et al 2010). Sur la base des résultats de cette étude initiale, un suivi pérenne a été lancé sur 7 nouvelles stations de pente externe, dont le point 0 a été réalisé en 2015. Les paramètres étudiés concernent à la fois des paramètres biotiques (coraux et algues) et abiotiques (substrat).

### Le suivi Réserve

La Réserve naturelle marine de la Réunion a été créée en 2007. Un suivi de l'efficacité des mesures de gestion a été lancé en parallèle. L'approche BACIPS (Before After Control Impact Paired Series), qui consiste en un suivi pluriannuel, avant et après la mise en place d'une protection effective, sur différents sites de différents niveaux de protection, a été privilégiée. Le diagnostic



initial (Point 0) a été réalisé en 2006 (Bruggemann et al. 2008) et le Point 1 a été lancé en 2013, soit un pas de temps de 7 ans entre les 2 campagnes (Bigot et al. 2014). Le suivi comporte actuellement 16 stations qui ont été réparties entre le platier et la pente externe au sein des 3 niveaux de protections de l'AMP (zones de protection intégrale, zones de protection renforcée, zones de réglementation générale), sur lesquelles les peuplements de poissons et les communautés benthiques sont recensés lors de chaque campagne.

### Le suivi Reef Check

A la Réunion, le suivi Reef Check a été mis en place en 2003 avec l'installation de 3 stations. Ce suivi scientifique simplifié, qui possède localement une vocation de sensibilisation, est régulièrement réalisé par des surfeurs, plongeurs, scolaires et associations de protection de l'environnement. Le réseau Reef Check Réunion est actuellement en cours de structuration et les dernières stations créées en 2012 portent à 21 le nombre de stations suivies annuellement. ARVAM 2014.

### Le suivi « Sentinelles du Récif »

Les objectifs globaux du projet sont de structurer et d'animer un réseau d'observateurs bénévoles sur le périmètre de la RNMR, afin de (i) sensibiliser les usagers pour une meilleure appropriation de la réserve, et (ii) collecter régulièrement des informations sur les événements exceptionnels qui peuvent affecter (de façon positive ou négative) les récifs réunionnais (rôle de « sentinelles »). L'intérêt de ce deuxième point réside dans l'importante couverture spatiale et dans la forte fréquence des observations qui seront faites par le réseau. En termes de collecte des données, 2 niveaux d'observation sont proposés, avec pour chacun, des données de synthèse à fournir (fiche standardisée) :

- Lors d'événements exceptionnels : observation fortuite d'un phénomène « exceptionnel » : pullulation d'une espèce, pollution, recrutement massif de juvéniles, maladies, mortalité de poissons, etc. Ces événements peuvent être positifs ou négatifs pour la santé du récif,
- Lors d'évaluation rapide du milieu par le biais d'un parcours aléatoire, pratiquée par des observateurs formés et lors de plongées dédiées au relevé d'informations sur un temps déterminé.

## EVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS

### LES PEUPELEMENTS BENTHIQUES

#### Structuration des peuplements coralliens

Avec à ce jour environ 150 espèces répertoriées (Faure 1982 ; Bouchon 1996 ; Bigot et al. 2014), la richesse en Scléactiniaires (coraux durs) des récifs de la Réunion se situe au niveau général de richesse des îles de l'Archipel des Mascareignes. Au sein des Mascareignes, les formations récifales de La Réunion présentent également de fortes similarités en terme de composition des peuplements puisque 70 % des genres observés à la Réunion sont également recensés à Maurice et Rodrigues (Faure 1982 ; Faure et al. 2008).

Si l'étude comparée des pentes externes récifales montre beaucoup de similitudes morphologiques et bionomique entre les trois îles, des différences plus importantes ont été observées entre les autres compartiments récifaux. Les lagons de la Réunion se distinguent en effet par la faiblesse de leurs aires d'accumulation sédimentaire et par un platier beaucoup plus diversifié en termes d'habitat et d'espèces de coraux durs (Faure 1975).

Sur les récifs réunionnais, une séparation spatiale très nette existe entre les communautés benthiques de platier et celles de pente externe, quel que soit le secteur géographique considéré. Ceci confirme la spécificité des communautés des secteurs de platier par rapport à celles de pente externe, même si quelques espèces peuvent présenter un caractère ubiquiste.

L'analyse de l'abondance relative des principales espèces rencontrées sur les stations du suivi GCRMN (Bigot 2008) met effectivement en évidence une distinction nette entre :

- Les stations de platier caractérisées par une richesse spécifique globale inférieure à celle des pentes externes, et par la dominance nette d'un nombre restreint d'espèces. En règle générale, un pool de 5 à 8 espèces les plus fréquentes représente entre 40 et 80 % du recouvrement corallien,
- Les stations de pente externe caractérisées par une richesse spécifique élevée et une répartition plus homogène et régulière

de plusieurs espèces. Par opposition aux secteurs de platiers, les 2 à 8 espèces les plus fréquentes ne représentent que 10 à 50 % du recouvrement corallien total. Les autres espèces structurant la communauté récifale sont donc majoritaires, ce qui montre la diversité corallienne sur les pentes externes.

#### Un état de santé très variable selon les secteurs géographiques

A l'échelle de l'île, le recouvrement corallien sur les stations fixes suivies depuis une quinzaine d'années affiche actuellement des valeurs globalement faibles, avec plus de ¾ des stations qui présentent un recouvrement inférieur à 50 % (Figure 1).

Cette couverture corallienne est de plus très variable en terme spatial selon les secteurs récifaux considérées (Figure 2), les valeurs observées lors des dernières campagnes de suivi de 2014 et 2015 s'échelonnant entre 10 % et 71 %. Au niveau des pentes récifales externes, les secteurs en meilleur état sont situés sur le récif de Saint-Pierre et la corne nord du récif de Saint-Leu ; ceux dont la dégradation est la plus avancée concernent la portion sud du complexe récifal de Saint-Gilles - la Saline. Au niveau des platiers, on observe un gradient positif de la vitalité corallienne allant du Nord au Sud, avec comme stations les plus dégradées celles situées au nord de Saint-Gilles (Boucan, Roches Noires) avec des taux de recouvrement de l'ordre de 15 % et les plus saines observées dans le lagon de Saint-Pierre (Alizé Plage, Ravine blanche), avec des recouvrements de l'ordre de 65 %.

#### Une évolution inquiétante des recouvrements en coraux durs bioconstructeurs

Les travaux scientifiques menés à la Réunion depuis 1975 (Faure 1975 ; Bouchon 1978 ; Naim 1989) permettent d'avoir des éléments de référence sur la structure des communautés présentes à l'époque et témoignent de changements profonds intervenus à la fin des années 1980. Les principales modifications sont attribuées à une combinaison de facteurs naturels, comme certains cyclones, tel que « Firinga » qui a provoqué en 1989 la mortalité de 99 % des coraux du lagon de Saint leu (Letourneur et al. 1993), et de facteurs anthropiques, notamment les apports en nutriments liés aux infiltrations d'eaux souterraines polluées ou de ré-

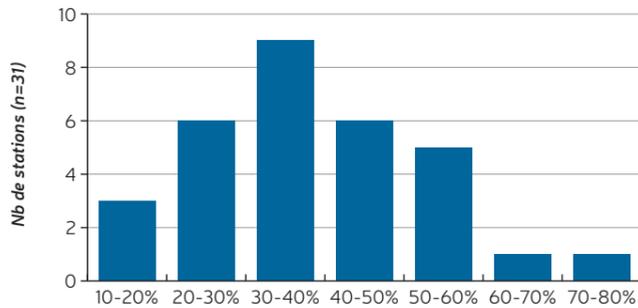


Figure 1 : Distribution des classes de recouvrement corallien observé sur les stations de la Réunion lors des dernières campagnes des suivis GCRMN (RNMR 2015) et Reef Check (ARVAM 2014).

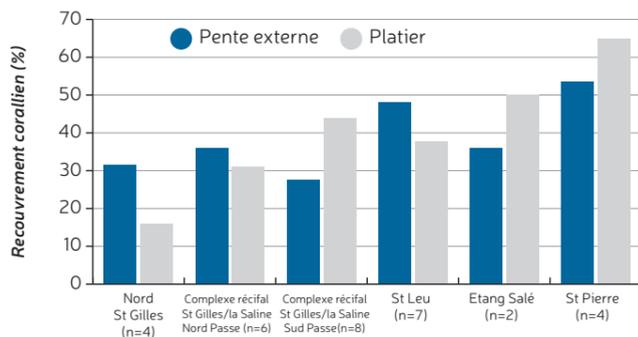


Figure 2 : Recouvrements coralliens moyens observés sur les différentes unités récifales de la Réunion lors des dernières campagnes des suivis GCRMN (données RNMR 2015) et Reef Check (ARVAM, 2014). Le n représente le nombre de stations par secteur.

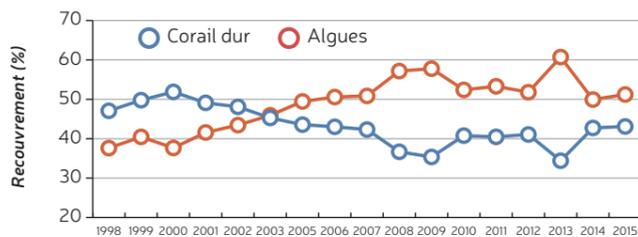


Figure 3 : Evolution des recouvrements moyens en coraux durs et formations algales sur les 7 stations de pente externe du suivi GCRMN de la Réunion (données RNMR 2015).

surgences d'eaux douces en milieu récifal (Join et al. 1998 ; Naim et al. 2000 ; Bigot, 2008). A la fin des années 1990, 13 % des récifs étaient déjà très fortement dégradés et seulement 1 % des platiers coralliens étaient considérés comme proche d'un état originel (Naim et al. 2000).

C'est donc dans un contexte de dégradation déjà avancée qu'ont été mis en place les programmes de suivi à stations fixes à partir de 1998. Ils ont pu mettre en évidence que sur la majeure partie des stations suivies régulièrement, la dynamique temporelle est marquée par une augmentation croissante et chronique du taux de couverture des assemblages algaux (algues molles, turfs, coraux morts enalgués), au détriment des formations bio constructrices telles que les espèces coralliennes et les formations d'algues calcaires (Figure 3). Ce constat est quasiment généralisé à l'ensemble des récifs de l'île, excepté quelques rares stations comme celles situées à Saint-Pierre et Saint-Leu (station La Corne) qui montrent une relative stabilité du recouvrement corallien dans le temps (Bigot 2008).

#### Vers une modification de la structure des communautés coralliennes ?

Si les récifs réunionnais font preuve de fortes capacités de régénération suite à l'impact récurrent des événements climatiques, avec l'établissement rapide de communautés coralliennes pionnières (Naim et al. 1997 ; Pareto et al 2010), la dégradation progressive de la qualité de l'eau a elle un impact considérable. Cette dégradation est directement liée au développement global du littoral ouest (urbanisation, infrastructures, agriculture, ...) qui se traduit par un déséquilibre des communautés benthiques en faveur des communautés d'algues et la mise en place d'espèces coralliennes de substitution. Ces espèces qui remplacent progressivement le genre dominant *Acropora* sont le plus souvent représentées par d'autres espèces de Scléactiniaires ou de coraux mous appartenant à des genres plus ubiquistes et résistants. L'analyse de l'évolution spatio-temporelle de la composition des communautés coralliennes sur la période 1998-2008 (Bigot 2008 ; RNMR 2015, données non publiées) montre en effet que la recrudescence généralisée des formations algales est observée de manière concomitante à plusieurs configurations évolutives :

- Dans certains cas, elle s'accompagne d'une étape préliminaire de « ré-agencement » des espèces présentes en fonction de leur caractère opportuniste et de leur réponse face aux perturbations environnementales auxquelles elles sont soumises. Cette situation de réorganisation quantitative des espèces sans perte de diversité est la plus fréquemment observée sur les stations de platier de Saint-Gilles, Saint-Leu, Etang-Salé et sur les pentes externes de Saint-Leu et Etang-Salé. Elle correspond à une étape transitoire dans les phénomènes de successions écologiques (succession primaire), et pourrait ainsi être une manifestation préliminaire à une perte de biodiversité future. Ceci a été confirmé en 2014 lors du point 1 de la RNMR (Bigot et al, 2014) où l'on observe une perte progressive de la diversité corallienne (de 10 à 17 % en moyenne), quasi généralisée à toutes les pentes externes des secteurs de Saint-Gilles / La Saline et de Saint-Leu.

- Dans d'autres cas, elle s'accompagne d'un remplacement progressif des espèces coralliennes initialement présentes par des communautés de substitution (faciès à *Galaxea*, *Porites* et *Astropora* ; faciès de coraux mous à *Sinularia*, *Sarcophyton*). Ce cas de figure est observé sur les stations de pente externe de Saint-Gilles/La Saline (Planch' Alizé, Toboggan) et de Saint-Leu. Ce type d'évolution constitue la situation la plus préoccupante d'un point de vue environnemental. Il correspond à un stade très avancé de la dynamique de succession écologique secondaire, associé à une perte de biodiversité avérée.

Figure 4 : Maladie de la bande noire infectant une colonie d'*Hydnophora* sp.



## LES MALADIES DES CORAUX : CONSÉQUENCES DIRECTES DE LA DÉGRADATION DE LA QUALITÉ DES EAUX ?

La dégradation de la qualité de l'eau associée aux activités anthropiques (eaux de ruissellements, rejets des stations d'épuration) est considérée aujourd'hui comme un des facteurs responsables de l'apparition des maladies coralliennes (Kaczmarek et Richardson 2011). Plusieurs paramètres physico-chimiques comme la matière organique/inorganique dissoute ou l'enrichissement en nutriments contribuent au développement des épidémies notamment en augmentant la susceptibilité des coraux aux infections (Haapkylä et al. 2011).

Les maladies des coraux sont à présent reconnues comme étant une menace importante, capables d'altérer la structure, le fonctionnement des écosystèmes coralliens et les services qu'ils rendent aux sociétés (Hughes et al. 2003). Ces dernières peuvent causer de rapides pertes de tissus vivants pouvant affecter la croissance, la capacité de reproduction et la compétitivité des coraux, ce qui pourrait altérer de manière irréversible la structure des écosystèmes coralliens (Haapkylä et al. 2009).

Malheureusement, les récifs de la Réunion ne sont pas épargnés par cette menace grandissante. Une étude récente a montré la présence de six états pathologiques se manifestant par des pertes tissulaires, des anomalies de croissance ou des changements de couleur (Séré et al. 2015a). Certaines, comme la maladie de la bande noire, présentent des prévalences anormalement élevées (>20%) et ont un impact quasi irréversible sur la structure et la composition des communautés coralliennes locales. Une nouvelle pathologie, la maladie des taches blanches, a également été identifiée comme source de mortalité chez les colonies massives de *Porites lutea* et *P. lobata* (Séré et al. 2015b).

Afin de mieux appréhender les risques occasionnés par ce phénomène l'intégration des maladies coralliennes en tant qu'indicateurs de santé récifale doit être réalisée dans les méthodes normalisées actuelles (GCRMN, REEF CHECK). De plus, les données des analyses physicochimiques de l'eau et microbiologiques récoltées durant les campagnes de suivis de la qualité de l'eau (DCE) doivent être utilisées afin d'identifier les facteurs favorisant l'apparition des épidémies.

## LES PEUPELEMENTS DE POISSONS

### Diversité de la faune ichtyologique

Sur les 984 espèces de poissons recensées autour de l'île (Fricke et al. 2009), 65 % ont une distribution Indopacifique, 21 % ne sont présentes que dans l'océan Indien, 2,6 % sont endémiques de l'archipel des Mascareignes et 0,7 % seulement de la Réunion (7 espèces). Ce faible taux d'endémisme est lié à la jeunesse géologique de l'île et la faible diversité des habitats marins (Fricke et al. 2009). Les récifs coralliens de l'île abritent plus de 560 espèces, soit plus de la moitié des espèces recensées sur l'île.

Néanmoins, 85 % des espèces reconnues comme strictement inféodées aux récifs coralliens ont également été recensées sur des habitats non récifaux à la Réunion, dont certaines avec une très forte occurrence (Pinault et al. 2013). Il semble que la distinction entre peuplements de poissons récifaux et non récifaux soit atténuée par la surface limitée, la fragmentation, et l'état de dégradation des récifs qui favorisent le développement d'espèces opportunistes et ubiquistes au détriment d'espèces caractéristiques des récifs coralliens.

### Structuration des peuplements de poissons

Si la diversité des poissons est élevée et la composition spécifique des peuplements semblable aux autres systèmes récifaux de la région, la structuration du peuplement ichtyologique réunionnais se caractérise par une dominance des herbivores et une quasi-absence des piscivores sur l'ensemble des sites suivis (Chabanet et Bissery 2010).

Les descripteurs écologiques permettent de distinguer une forte structuration des peuplements, liée à l'organisation morpho-structurale du récif (Chabanet 1994). Ce critère joue un rôle prépondérant dans la distribution des poissons, en comparaison à l'effet plus ponctuel de la saison ou des événements climatiques comme les cyclones (Letourneur et al. 2008).

Sur les platiers récifaux, les peuplements sont fortement dominés par les poissons omnivores et herbivores, essentiellement représentés par les Pomacentridae dont les fortes abondances sont liées à la présence des colonies vivantes d'Acropores branchus (*Chromis*, *Dascyllus*) ou colonisées par les algues (*Stegastes*). Sur les pentes externes, les peuplements sont dominés par les herbivores, représentés principalement par les Acanthuridae, tandis que les prédateurs de haut niveau trophique, notamment les piscivores, sont très peu abondants voire absents, ce qui est caractéristique des milieux fortement exploités par les activités halieutiques (Tessier et al. 2008).

### Impact des activités humaines et évolution des peuplements de poissons

La pression croissante des activités humaines sur le littoral de la Réunion provoque des déséquilibres profonds dans les communautés récifales. Cela se traduit par une augmentation des algues et la diminution du recouvrement corallien, aussi bien sur les platiers récifaux que sur les pentes externes. Une analyse fine des caractéristiques des peuplements ichtyologiques réalisée sur la période 1998-2008 (Chabanet et Bissery 2010) conclut que cette évolution négative des peuplements benthiques serait en partie responsable de la déstructuration des peuplements ichtyologiques, les modifications de l'habitat affectant les processus biologiques, tels que le recrutement des poissons. En effet une réduction d'individus juvéniles a été constatée dans les secteurs soumis à une forte pression anthropique (Chabanet et Letourneur 1995). Cette déstructuration des peuplements de poissons récifaux se traduit par une diminution de leur richesse spécifique et une modification de leur structure trophique, avec notamment les individus carnivores de haut niveau trophique qui deviennent moins abondants au profit des herbivores et d'espèces opportunistes tels que les demoiselles (*Stegastes*) (Figure 5).

En parallèle, plusieurs indices abondent dans le sens d'une surexploitation des ressources récifales par la pêche locale. La faible abondance des prédateurs apicaux laisse en effet supposer qu'une



partie des déséquilibres observés est la conséquence directe de la surpêche (Tessier 2005). Une étude réalisée sur le complexe récifal de Saint-Gilles/La Saline lors du point O de la réserve marine (Bruggemann et al. 2008) montre que les individus de la plupart des espèces d'intérêt halieutique sont généralement de petites tailles, largement inférieures aux tailles maximales qu'elle peuvent atteindre, et que les valeurs moyennes de la biomasse totale de l'ichtyofaune récifale recensée à la Réunion se situent entre 200 et 400 kg/ha (Figure 6), ce qui représente 10% à 30% de la biomasse ichthyologique d'un récif non impacté par la pêche dans le contexte régional (Mac Clanahan et al. 2007).

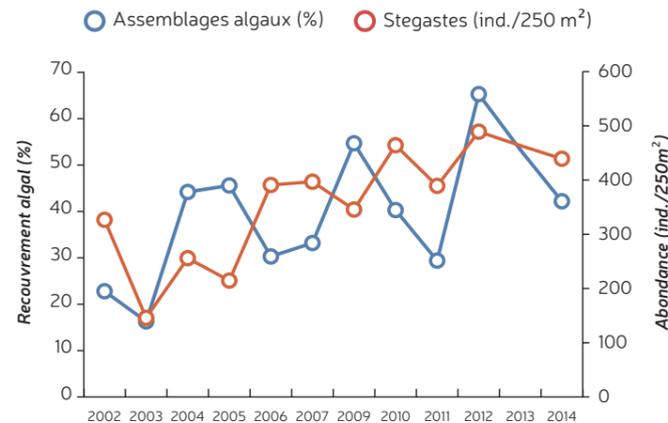


Figure 5 : Evolution du recouvrement algal et de l'abondance des Stegastes sur le platier du site Saint-Leu La Varangue (données RNMR 2015).

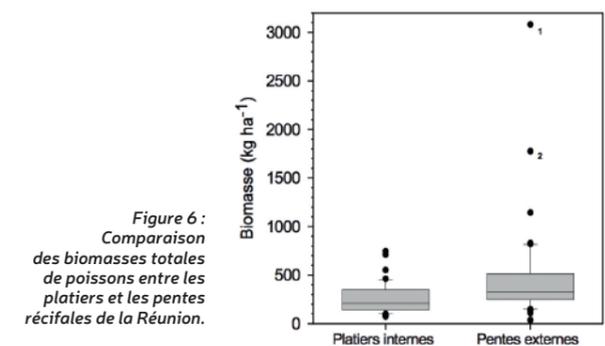


Figure 6 : Comparaison des biomasses totales de poissons entre les platiers et les pentes récifales de la Réunion.

## CONCLUSION

L'ensemble des suivis déployés à la Réunion au cours des 15 dernières années met en évidence une évolution significative des peuplements benthiques à l'échelle de l'île. Elle se traduit notamment par une perte de diversité corallienne au cours des 5 dernières années, et le remplacement progressif des populations initiales (*Acropora*) par des populations de substitution. De plus, on note sur les pentes externes récifales une diminution nette du recouvrement en coraux durs au profit de formations algales opportunistes (assemblages algaux mixtes, turf algaux). Les peuplements de poissons sont également affectés par cette modification de leur habitat qui, ajoutée à la surexploitation des ressources halieutiques, engendre un déséquilibre des catégories trophiques dominantes. En conséquence, et même si ces résultats ne peuvent être généralisables à l'ensemble de l'écosystème récifal de l'île, ils constituent une alarme d'une situation environnementale qui évolue négativement sur l'ensemble des zones choisies comme « sentinelles » de la côte ouest de l'île.

La fragilité des récifs coralliens de l'île, par leur petite superficie, leur proximité à la côte et le niveau d'urbanisation des bassins versants situés en amont, n'est aujourd'hui plus à prouver. En raison de l'accentuation future des pressions sur les récifs en lien avec l'augmentation de la population, de l'urbanisation et de l'occupation des bassins versants d'une part, et les incidences désormais avérées du changement climatique d'autre part, la pérennisation des systèmes de suivis et leur amélioration via l'identification d'indicateurs robustes de l'état de santé des récifs constitue un des enjeux majeurs de la prochaine décennie.

## Références bibliographiques

ARVAM, 2014. Reef Check Réunion, année 12, synthèse des données acquises 2003-2014. 21p + Annexes.

BATTISTINI R, BOURROUILH F, CHEBALIER JP, COUDRAY J, DENIZOT M, FAURE G, FISHER JC, GUILCHER A, HARMELIN-VIEN M, JAUBERT J, LABOREL J, MONTAGGIONI L, MASSE JP, MAUGE LA, PEYROT C, LAUSSADE M, PICHON M, PLANTE R, PLAZIAT JC, PLESSIS YB, RICHARD G, SALVAT B, THOMASSIN BA, VASSEUR P, WEYDERT P, 1975. Eléments de terminologie récifale indopacifique. Téthys 7 : 1-111.

BIGOT L, 2008. Evolution spatio-temporelle de la biodiversité et de la structure des communautés benthiques entre 1998 et 2008 sur les stations sentinelles GCRMN de La Réunion. Programme BIOCOR. Rapport ECOMAR pour le compte de l'APMR. 32p + Annexes.

BIGOT L, BRUGGEMANN H, CADET C, CHABANET P, DURVILLE P, MULOCHAU T, 2014. Point 1 du suivi de « l'effet réserve » sur les communautés ichthyologiques et benthiques récifales – secteurs de La Saline et de St Leu – Etat des lieux 6 ans après la création de la Réserve Naturelle Nationale Marine de La Réunion. 40 p.

BOUCHON C, 1978. Etude quantitative des peuplements à base de Scléactiniaires des récifs coralliens de l'archipel des Mascareignes (océan Indien occidental). Thèse de doctorat, Univ. Aix-Marseille 2.

BOUCHON C, 1996. Research on Scleractinian coral communities in the Indo-Pacific area. Ph D thesis, Université de la Méditerranée, France.

BOURMAUD C, 2003. Inventaire de la biodiversité marine récifale à la Réunion. Rapport Ecomar, MNHN, ARVAM, Iremia/Etic/WWF Marseille pour le compte de l'APMR.

BRUGGEMANN H, GUILLAUME M, BIGOT L, CHABANET P, DENIS V, DURVILLE P, MULOCHAU T, NAIM O, TESSIER E, 2008. Mise en œuvre du suivi de l'effet réserve: Développement des protocoles et établissement de l'état initial de la Réserve naturelle nationale marine de la Réunion (secteurs de la Saline, Souris blanche et de Saint-Leu). Rapport UR/MNHN/AR/APMR. 74p + Annexes.

CE, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel des Communautés européennes, 22/12/2000 : L327/1-L327/71.

CHABANET P, 1994. Etude des relations entre peuplements benthiques et les peuplements ichthyologiques sur le complexe récifal de Saint-Gilles/La Saline. Thèse, Université de la Réunion et Université de Perpignan. 232p.

CHABANET P, BIGOT L, NAIM O, GARNIER R, TESSIER E, MOYNE-PICARD M, 2001. Coral reef monitoring at Reunion island (Western Indian ocean) using the GCRMN method. Proc. 9th Intern. Coral Reef Symp, Bali.

CHABANET P, BISSERY C, 2010. Bilan des 10 ans de suivi des peuplements de poissons sur les stations de suivi de l'état de santé des récifs coralliens de La Réunion (1998 et 2008). Rapport IRD/PARETO. 48p.

CHABANET P, LETOURNEUR Y, 1995. Spatial pattern of size distribution of four fish species on Réunion coral reef flats. Hydrobiologia 300/301: 299-308.

CONAND C, CHABANET P, QUOD JP, BIGOT L, 1998. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens du S-O de l'Océan Indien. Manuel méthodologique. Programme Régional Environnement COL. 27p.

ENGLISH S, WILKINSON C, BAKER C (eds), 1997. Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine Science. Townsville. ISLANDS project report, Indian Ocean Commission. 368p.

FAURE G, 1975. Etude comparative des récifs coralliens de l'archipel des Mascareignes (océan Indien). Bull. Mauritius Inst. VIII(1) : 1-33.

FAURE G, 1982. Recherche sur les peuplements de Scéactiniaires des récifs coralliens de l'archipel des Mascareignes. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille III, France.

FAURE G, PICHON M, GEYNET Y, 2008. List of scleractinian species cited from the Mascarene Archipelago. Web pub.

FRICKE R, MULOCHAU T, DURVILLE P, CHABANET P, TESSIER E, LETOURNEUR Y, 2009. Annotated check-list of the fish species (Pisces) of La Réunion, including a red list of threatened and declining species. Stuttg. Beitr. Naturkd. Ser. A(2): 1-168.

HAAPKYLA J, UNSWORTH RKF, FLAVELL M, BOURNE DG, SCHAFFELKE B, WILLIS BL, 2011. Seasonal rainfall and runoff promote coral disease on an inshore reef. PLoS ONE 6: e16893.

HAAPKYLA J, UNSWORTH RKF, SEYMOUR AS, MELBOURNE-THOMAS J, FLAVELL M, WILLIS BL, SMITH DJ, 2009. Spatio-temporal coral disease dynamics in the Wakatobi Marine National Park, South-East Sulawesi, Indonesia. Dis Aqua Org 87: 105-115.

HUGHES TP, BAIRD AH, BELLWOOD DR, CARD M, CONNOLLY SR, FOLKE C, GROSBERG R, HOEGH-GULDBERG O, JACKSON JB, LOUGH JM, MARSHALL P, NYSTROM M, PALUMBI SR, PANDOLFI JM, ROSEN B, ROUGHGARDEN J, 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. Science 301: 929-933.

KACZMARSKY L, RICHARDSON L, 2011. Do elevated nutrients and organic carbon on Philippine reefs increase the prevalence of coral disease? Cor. Reefs 30: 253-257.

LETOURNEUR Y, GAERTNER JC, DURBEC JP, JESSU ME, 1993. Effects of geomorphological zones, reefs and seasons on coral reef fish communities of Reunion Island, Mascarene Archipelago, SW Indian Ocean. Estuarine, Coastal and Shelf Science 77: 697-709.

McCLANAHAN TR, GRAHM NAJ, CALNAN JM, McNEIL MA, 2007. Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef protected areas. Ecol. Applications 17(4): 1055-1067.

MONTAGGIONI L, 1978. Recherches géologiques sur les complexes récifaux de l'archipel des Mascareignes (océan Indien occidental). Thèse de doctorat es sciences, Université Aix-Marseille II.

MONTAGGIONI LF, FAURE G, 1980. Les récifs coralliens des Mascareignes (Océan Indien). Collection des Travaux du Centre Universitaire. Université de La Réunion. 151p.

NAIM O, 1989. Les platiers récifaux de l'île de la Réunion. Géomorphologie, contexte hydrodynamique et peuplements benthiques. Rapport non publié. Laboratoire d'Écologie marine, Université de la Réunion.

OBURA D, 2014. Manuel de suivi des récifs coralliens, îles du Sud-Ouest de l'océan Indien. Programme ISLANDS COL. 75p.

Naim, O., P. Cué, and Y. Letourneur. 1997. Experimental shift in benthic community structure. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp. 2:1873-1878

PARETO, IFREMER, RNMN, DIREN Réunion, 2010. Caractérisation des peuplements benthiques sessiles de la pente externe du récif frangeant et des plates-formes récifales de La Réunion. Directive Cadre sur l'Eau, suivi 2009. 29p.

PARETO, ARVAM, Université Réunion, ORI, Vie Océane, Ocean Obs, RUSCINA, Ecole navale de Brest, 2015. Inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) marines à La Réunion. Document préparatoire au CSRPN novembre 2014. Critères et listes des espèces et habitats déterminants, méthode/plan d'échantillonnage et proposition pour l'inscription de zones en ZNIEFF de type I et II. 40p + Annexes.

PINAULT M, CHABANET P, LOISEAU N, DURVILLE P, GALZIN R, QUOD JP, 2013. Influence des facteurs environnementaux sur la structure des peuplements ichthyologiques de l'île de la Réunion (sud-ouest de l'océan indien). Cybium 37 : 95-109.

SERE MG, CHABANET P, TURQUET J, QUOD JP, SCHLEYER MH, 2015a. Identification and prevalence of coral diseases on three Western Indian Ocean coral reefs. Diseases of Aquatic Organisms 114: 249-261.

SERE MG, TORTOSA P, CHABANET P, QUOD JP, SWEET MJ, SCHLEYER MH, 2015b. Identification of a bacterial pathogen associated with Porites white patch syndrome in the Western Indian Ocean. Molecular Ecol. 24: 4570-4581.

TESSIER E, 2005. Dynamique des peuplements ichthyologiques associés aux récifs artificiels à l'île de La Réunion (ouest de l'océan Indien) – Implication dans la gestion des pêcheries côtières. Thèse doctorale Université de La Réunion et Université de Montpellier 2. 230p + Annexes.

TESSIER E, BIGOT L, CHABANET P, CONAND C, CAUVIN B, CADET C, QUOD JP, NICET JB, 2008. Les récifs coralliens de la Réunion en 2007 : Etat des lieux et réseaux de suivi. Revue d'Ecologie 63 : 85-102.

WILKINSON C, 2008. Status of Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 304p.



# Nouvelle-Calédonie

AUTEURS :  
Sandrine JOB

## TABLE DES MATIÈRES

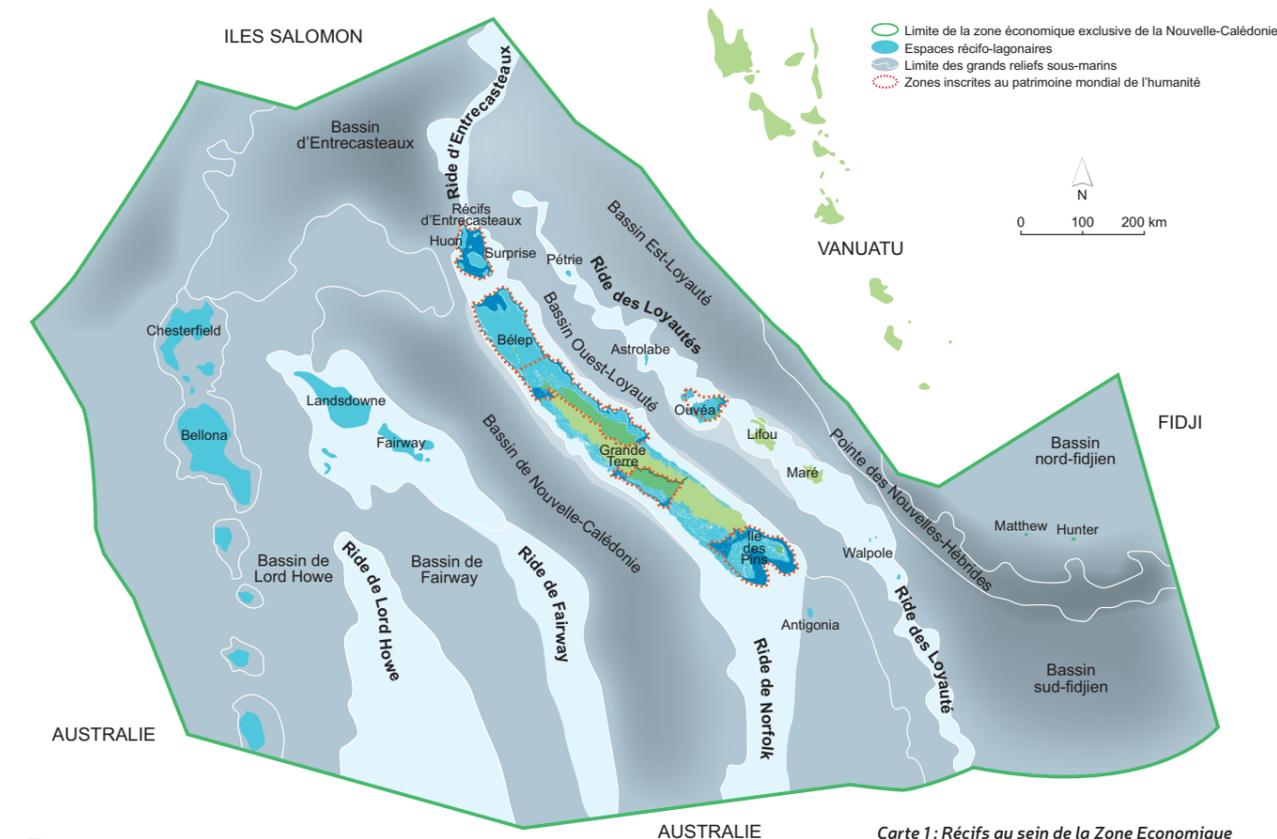
|  |    |
|--|----|
| Introduction   | 00 |
| Récapitulatif des réseaux de suivis existants sur les récifs | 00 |
| • Le Réseau d'Observation des Récifs Coralliens (RORC)       | 00 |
| • Le suivi des AMP   | 00 |
| • Le suivi du Patrimoine UNESCO                              | 00 |
| Evolution de l'état de santé des récifs : bilan 2000-2014    | 00 |
| • La Grande Terre  | 00 |
| • Lifou  | 00 |
| Conclusion   | 00 |
| Références bibliographiques                                  | 00 |

## INTRODUCTION

### Situations géographie et climatique

La Nouvelle-Calédonie est située dans le Pacifique sud-ouest, à 1 500 km à l'est de l'Australie et 2 000 km au nord de la Nouvelle-Zélande. Elle fait partie de la Mélanésie, au même titre que la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les îles Fidji, les îles Salomon et le Vanuatu.

Localisée à proximité du tropique du Capricorne, la Nouvelle-Calédonie subit des influences tropicales et tempérées plus ou moins fortes selon les saisons (Maitrepierre et Caudmont, 2007). On distingue deux saisons principales bien marquées : la saison chaude, de janvier à mars, sous influence tropicale prédominante (temps humide et chaud) ; et la saison fraîche, de juin à septembre, sous influence tempérée (temps sec et frais). ENSO est la principale source de variabilité interannuelle des précipitations et des températures (Leroy 2006). Les périodes El Nino sont caractérisées par un risque accru de sécheresse et des températures anormalement basses ; les périodes La Nina par un risque accru de fortes pluies et des températures particulièrement élevées. Au cours des 40 dernières années, comme partout dans le monde, le climat calédonien s'est réchauffé, de manière uniforme sur l'ensemble du territoire (+1,2 % des minimales et +0,9 % des maximales). Concernant les pluies, aucune variation n'a été mesurée sur les 50 dernières années (source : météo France NC). La saison cyclonique s'étend de novembre à avril ; la Nouvelle-Calédonie est très exposée au risque cyclonique (en moyenne 1,4 cyclone et 1,8 dépression tropicale par saison). Sur les 15 dernières années, une dizaine de cyclones et dépressions tropicales fortes ont occasionné des dégâts importants sur le territoire, en raison du vent, de la houle et/ou des pluies diluviennes. Le cyclone Erica (mars 2003) fut un incident climatique majeur, tant par l'intensité des précipitations que par la violence des vents qu'il a généré, provoquant deux morts, des dégâts considérables sur l'ensemble des infrastructures et la destruction de nombreux récifs coralliens, notamment dans le lagon sud de la Grande Terre (Wantiez et al. 2006 ; Guillemot et al. 2010).



Carte 1 : Récifs au sein de la Zone Economique Exclusive de la Nouvelle-Calédonie.

### La population calédonienne

Selon le dernier recensement (ISEE 2014), la Nouvelle-Calédonie compte 268 767 habitants et une densité de 13,2 hab./km<sup>2</sup>, la plaçant comme un des territoires les moins peuplés au monde. Les habitations se situent principalement sur la frange littorale, dans les vallées ou dans les zones de basses altitudes. Sur plus des deux tiers de sa superficie, la Nouvelle-Calédonie est occupée par la chaîne montagneuse centrale où la densité ne dépasse pas 1 hab./km<sup>2</sup>. La répartition de la population est très inégale, avec deux habitants sur trois résidant dans le Grand Nouméa (Nouméa et communes limitrophes), couvrant à peine 6% de la surface to-

tale du territoire. La croissance démographique est assez élevée, avec +1,8% d'habitants par an entre 2009 et 2014 ; depuis 1989, la population a augmenté de 50%. L'accroissement n'est pas homogène à l'échelle des provinces, avec une forte croissance en province Nord (+2,3%) et Sud (+1,8%) et modérée en province des îles Loyauté (+1%). Les communes soutenant la plus forte croissance sont celles à proximité de l'usine d'extraction minière de Koniambo (développement de la zone Voh-Koné-Pouembout-Poya en lien avec la construction de l'usine et la politique de rééquilibrage Nord-Sud), et celles situées au nord de Nouméa (croissance périurbaine). La population de la Nouvelle-Calédonie

est mixte, avec 40 % de kanak, 29 % d'européens, 9 % de wallisiens et futuniens, 8 % de métis, 7 % d'autres communautés (tahitiens, indonésiens, vietnamiens, vanuatais, asiatiques...) et 5 % de « calédoniens » (refus de choisir parmi les communautés proposées). Les européens sont majoritairement installés en province Sud, tandis que les kanaks sont largement majoritaires en province Nord et dans les îles Loyauté. Enfin, il est à noter que le niveau de formation générale des calédoniens est en plein accroissement, avec un nombre croissant de jeunes diplômés du baccalauréat (1/6 en 1996, 1/3 en 2009) et un doublement des diplômés de l'enseignement supérieur entre 1996 et 2009.

### L'archipel de Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie totalise 19 100 km<sup>2</sup> de terres émergées au sein d'une zone économique exclusive de 1,4 millions de km<sup>2</sup>, qui s'étend entre 16° et 25° de latitude Sud et 158° et 174° de longitude Est (Carte 1). L'archipel est composé de nombreuses îles, la principale étant celle de la Grande Terre (16 890 km<sup>2</sup> ; troisième île du Pacifique de par sa superficie), ceinturée par une barrière récifale quasi continue de 1 600 km de long (la deuxième plus longue barrière au monde, après celle de la Grande Barrière Australienne), qui délimite le plus grand lagon du monde (23 400 km<sup>2</sup>). Au sein de ce lagon se retrouvent des îles isolées comme l'île des Pins au sud ou l'archipel des Bélep au nord, ainsi qu'une multitude de petites îles et îlots coralliens. A l'est de la Grande Terre, s'étend l'archipel des îles Loyauté, qui comprend quatre îles d'origine corallienne (plateaux coralliens surélevés de Lifou, Maré et Tiga, atoll d'Ouvéa), ainsi que les récifs et bancs coralliens de Durand et Beautemps-Beaupré. Il se prolonge au nord par les récifs de l'Astrolabe, la Gazelle et Pétrie et au sud par l'île de Walpole puis le

banc Ellet. Dans sa partie la plus orientale, les seules îles volcaniques (épisodes actifs) de l'espace maritime de Nouvelle-Calédonie sont rencontrées : Matthew et Hunter. Au nord, le lagon de la Grande Terre se prolonge par les récifs d'Entrecasteaux qui comprennent plusieurs atolls dont seuls deux (Huon et Surprise) présentent des îles ou îlots véritablement émergés ; les autres (Portail, Grand et Petit Guilbert, Pelotas et Mérite) sont complètement immergés ou ne comprennent que de rares motu sableux. A l'ouest de la Grande Terre, s'étendent d'abord les atolls submergés de Fairway et Lansdowne, puis le plateau des Chesterfield, avec ses deux atolls : Chesterfield et Bellona.

La distribution géographique de toutes ces îles s'explique par l'émergence de quatre rides océaniques qui parcourent l'archipel néo-calédonien selon une direction NO-SE : la ride de Lord Howe (Chesterfield et Bellona), la ride de Fairway (Fairway et Lansdowne), la ride de Norfolk (Grande Terre et ses îlots) et enfin la ride des Loyauté (de Pétrie à Walpole). Elles sont séparées par des bassins océaniques profonds de nature continentale ou océanique selon les zones. De nombreux monts sous-marins sont également présents dans ces espaces hauturiers.

### Des récifs très diversifiés

Les récifs de Nouvelle-Calédonie font partie des récifs les plus riches et complexes au monde d'un point de vue morphologique. Ils se découpent en deux grands ensembles : les récifs océaniques (îles Loyauté, récifs d'Entrecasteaux, Chesterfield, récifs éloignés) et les récifs continentaux (Grande Terre, île des Pins, îles Bélep). Ces deux ensembles se décomposent en neuf grands complexes récifaux, dont les mieux représentés en termes de surface sont les récifs barrières (3 452 km<sup>2</sup>), ceinturant la Grande Terre de manière presque continue, et les atolls océaniques (1 766 km<sup>2</sup>), correspondant à ceux d'Ouvéa et d'Entrecasteaux. Les complexes de massifs coralliens (731 km<sup>2</sup>) sont particulièrement présents dans la Corne Sud de la Grande Terre et dans la région de Koumac, et les récifs frangeants (605 km<sup>2</sup>) bordent la quasi totalité de la côte Ouest et Nord-Est de la Grande Terre. Le complexe récifo-lagonaire de Nouvelle-Calédonie est remarquablement diversifié, avec 161 unités géomorphologiques distinctes distribuées au sein



de 4 537 km<sup>2</sup> de formations récifales indurées et 31 336 km<sup>2</sup> de formations non récifales (lagons, terrasses, bassins et passes) (Andréfoüet et al. 2009). A lui seul, le lagon de la Grande Terre couvre 23 400 km<sup>2</sup> (Testaud et Conand 1983).

### Une biodiversité marine exceptionnelle

La biodiversité marine de la ZEE de Nouvelle-Calédonie a fait l'objet de nombreuses campagnes d'inventaires et de collectes depuis 1960. L'ensemble de ces espèces a été compilé lors de l'élaboration du Compendium des espèces marines coordonné par le centre IRD de Nouméa en 2006 (Payri et al. 2007). Ce travail a été mené sur 43 grands groupes d'organismes marins, incluant les serpents, les oiseaux, les mammifères marins, la mangrove et les herbiers de phanérogames, totalisant 9 372 espèces. D'autres travaux présentent des valeurs de biodiversité plus élevées, entre 12 et 15 000 espèces selon les sources (Laboute et Richer de Forges 2004 ; Menu 2006). Elles sont notamment recensées dans le référentiel taxonomique TAXREF, développé par le Muséum d'Histoire Naturel de Paris dans le cadre de l'IFRECOR. Ce référentiel inclut l'ensemble des espèces marines des collectivités d'outre mer et place la Nouvelle-Calédonie comme la collectivité de loin la plus riche en nombre d'espèces marines connues à ce jour.

### La valeur économique et services écosystémiques des récifs de Nouvelle-Calédonie

La valeur économique des services générés par les récifs coralliens et écosystèmes associés de Nouvelle-Calédonie a été estimée à 190-320 €/an, soit une contribution d'environ 3 à 4 % au PIB (Pascal 2010). Ces services se décomposent en services directs (activités où l'individu peut jouir directement de la ressource, en la consommant ou en tirant une satisfaction de cette dernière ; ex. pêche ou loisirs) et indirects (services qui existent sans l'intervention de l'homme ; ex. rôle de protection physique ou de filtre biologique).

Pour la Nouvelle-Calédonie, la plus grande part des services rendus est indirecte et concerne le rôle de protection du littoral contre les effets de la houle, représentant 67% de la valeur totale des services écosystémiques. Les économies engendrées par cette protection naturelle sont évaluées à 220 000 €/an, dont 145 000 € pour la région de Nouméa. Les services directs représentent 80-100 000 €/an, principalement par les activités de pêche (50-70 000 €/an ; pêches de loisirs et vivrière en particulier), suivies du tourisme (25-30 000 €/an). L'éducation et la bio prospection n'apportent qu'une faible contribution (2-8 000 €/an).

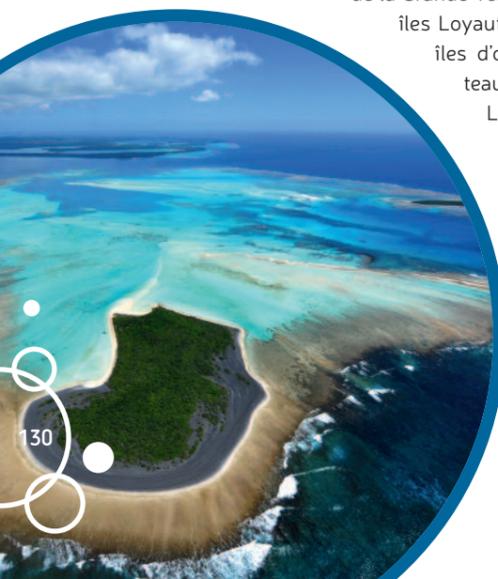
Selon Pascal (2010), ces résultats reproduisent certaines des spécificités de la Nouvelle-Calédonie, qui est de présenter des aspects de pays « développé » (poids du tertiaire, PIB/habitant) avec ceux de pays en développement (activités primaires minières, poids de l'économie non marchande).

### Gestion des récifs coralliens et écosystèmes associés en Nouvelle-Calédonie

La société kanak disposait avant l'arrivée des européens, et dispose encore à ce jour, de systèmes régulateurs empiriques supposés permettre de préserver la nature et de gérer l'exploitation des ressources naturelles (respect des cycles biologiques des espèces, des tailles de capture, des lieux de reproduction et de nurseries, mise en place de réserves marines uniquement ouvertes à la pêche pour des cérémonies, ...). Ce savoir traditionnel, bien qu'il se soit en partie perdu au travers des mutations sociétales du pays, de l'introduction de nouvelles technologies (filets,

congélateurs, bateaux plus gros et plus puissants...) et de la dépendance accrue aux ressources marines du fait du coût élevé de la vie en Nouvelle-Calédonie, est toutefois toujours connu et appliqué au sein de certaines tribus et pris en compte dans les mesures réglementaires actuelles. Le code de l'environnement de la province Nord en est un exemple, la réglementation relative à la pêche ayant été élaborée selon un processus participatif au travers de concertations avec les pêcheurs locaux, afin de mettre en place des réglementations qui soient à fortiori respectées car au plus proches des usages des communautés, tout en étant basées sur des critères biologiques et écologiques.

A l'heure actuelle, le schéma d'organisation institutionnelle, résultant de la loi organique du 19 mars 1999, attribue aux provinces la gestion du patrimoine naturel et de l'environnement, dans le cadre du transfert progressif des compétences entre l'État français et la collectivité sui generis de Nouvelle-Calédonie. Pour les îles qui ne sont pas comprises dans le territoire d'une province (Huon, Surprise, Chesterfield, Bellona, Walpole, Matthew, Hunter, Astrolabe, Entrecasteaux), la Nouvelle-Calédonie exerce la totalité des compétences qui ne sont pas attribuées à l'État. En ce qui concerne la gestion de l'environnement marin, différents niveaux institutionnels sont concernés : l'État (police générale dans tous les domaines où s'exerce l'action de l'État en mer : règles applicables sur la ZEE, traités internationaux, recherche scientifique, sanctions pénales et police judiciaire), la Nouvelle-Calédonie (exploration, exploitation, gestion et conservation des ressources naturelles de ZEE) et les provinces (police, conservation et occupation du Domaine Public Maritime, exploration, exploitation, gestion et conservation des ressources naturelles des eaux intérieures et territoriales). Selon une étude récente (Gardes et al. 2014), 44 % des espaces récifo-lagonaires de Nouvelle-Calédonie se trouvent dans la zone de compétence du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie ; les 56 % restants relèvent de la compétence des trois provinces. Des acteurs non institutionnels sont également impliqués, en particulier des associations et des ONG internationales, qui interviennent sur des questions environnementales en tant qu'experts, facilitateurs (dans le cadre de projets inter-institutionnels par exemple ; Cassan dans Bonvallot et al. 2012), observateurs de terrain ou éducateurs/animateurs.



## DES ZONES D'HERBIERS TRÈS ÉTENDUES

Les herbiers néo-calédoniens sont les plus vastes et diversifiés de l'Outre-mer français. Ils comprennent 11 espèces regroupées en six genres appartenant aux familles des Cymodoceaceae (*Cymodocea*, *Halodule*, *Syringodium*) et des Hydrocharitaceae (*Enhalus*, *Halophila* et *Thalassia*) (Payri 2006).

D'après une cartographie récente établie par télédétection (Andrefouët et al. 2010), les herbiers peu profonds (<5m) occuperaient 40 000 ha des fonds du lagon de la Grande Terre, des îles Bélep et de l'île des Pins, se répartissant en 12 664 ha d'herbiers denses, 23 060 ha d'herbiers moyennement denses à diffus et 4 093 ha d'herbiers en zones turbides (fonds de baies). Les zones d'herbiers très diffus (dont la présence est supposée car difficilement visibles sur les photographies satellites) porteraient ces surfaces à 93 635 ha.

Leur répartition n'est pas uniforme autour de la Grande Terre avec une étendue plus large sur les littoraux de la côte ouest. Sur la côte est, les herbiers sont plus diffus et confinés dans des zones restreintes de la frange littorale ou sur des hauts fonds lagonaires. Ils colonisent également les platiers sous-le-vent des îlots du lagon et les sédiments profonds des chenaux et lagons (Andrefouët et al. 2010). Aux îles Loyauté, leur surface avait été estimée à 330 ha (Kulbicki et al. 1993), avec une extension maximale en bordure des îlots d'Ouvéa. Dans les grandes formations coralliennes des Chesterfield-Bellona, des récifs d'Entrecasteaux ou encore de la Corne Sud, les rares phanérogames marines rencontrées sont des espèces du genre *Halophila* qui colonisent les cuvettes sableuses des fonds de lagon.

L'étude des herbiers est récente (Garrigue 1987) et leur prise en compte dans le cadre de mesures de préservation date de l'institution des codes de l'environnement. Bien qu'étant un des écosystèmes côtiers les mieux représentés, leur suivi en routine n'est actuellement pas assuré à l'échelle du territoire. La majorité des suivis sont ponctuels et localisés, la plupart en lien avec des projets d'aménagements littoraux : sur le site industriel minier de KNS (suivi le plus conséquent avec 25 points d'observation visités annuellement), sur l'emprise du domaine de Deva (exploitation d'un hôtel), en baie de Hwadrilla (réfection d'un quai de chargement de marchandises) ou au sein de quelques baies de Nouméa (rechargement de la plage de la Baie des Citrons, extension de la plateforme de stockage des déchets inertes sur Ducos). En province Nord, trois stations d'observation ont récemment été inventoriées dans la Réserve de Nature Intégrale de Nékoru (Poya). Il est envisagé à court terme d'étendre ces suivis à plusieurs zones du Bien inscrit (D Bodmer, comm. pers.).



Récemment, les provinces Nord et Sud ont adopté leurs codes de l'environnement (2008 et 2009), qui rassemblent les règles de régulation des usages affectant l'environnement et instituent la création d'aires protégées (marines et terrestres). Le code de la province des îles Loyauté est en cours d'élaboration. Des gardes-nature, agents assermentés, veillent au respect de ces réglementations. Les récifs coralliens, herbiers de phanérogames marines et mangroves ont été reconnus comme des écosystèmes d'intérêt patrimonial par les richesses biologiques qu'ils recèlent, les rôles de nurseries, de frayère, de refuge, de protection des côtes, et les bienfaits qu'ils apportent à l'homme.

A ce jour, la Nouvelle-Calédonie possède plus d'une trentaine d'aires marines protégées (AMP), couvrant une superficie totale de près de 1,3 millions de km<sup>2</sup> (Tableau 1). La province Sud compte 26 AMP, incluant les deux zones du Bien en série inscrit au patrimoine mondial de l'UNESCO, décrétees « parcs provinciaux ». La province Nord compte huit AMP ; les zones du Bien UNESCO n'ont pour l'instant pas de statut juridique particulier. La province des îles Loyauté ne possède aucune AMP « institutionnelle », en revanche des réserves marines coutumières y existent. Les statuts des AMP varient avec le degré de protection souhaité (établi selon un processus de concertation) et sont spécifiques à chaque province. En province Sud, il en existe quatre types : les réserves naturelles intégrales (interdites d'accès), les réserves naturelles (accessibles au public mais réglementées ; le type le plus courant), les aires de ges-

tion durable des ressources (des activités commerciales peuvent y être développées en respect d'un plan de gestion spécifique à chaque aire) et les parcs marins provinciaux (de plus grande échelle, ils peuvent regrouper plusieurs catégories d'AMP, avec une zonation des activités). En province Nord, le code de l'environnement prévoit six types d'AMP : celles citées précédemment complétées des réserves de nature sauvage et des aires de protection et de valorisation du patrimoine naturel et culturel. Créé en avril 2014, le Parc Naturel de la Mer de Corail couvre l'ensemble de la zone placée sous la compétence du gouvernement de Nouvelle-Calédonie. Il s'agit de la plus grande AMP française à ce jour et une des plus étendues au monde.

En complément, depuis 2009, le code minier de Nouvelle-Calédonie légifère l'exploitation minière sur le territoire. Il tient compte des atteintes à l'environnement susceptibles d'être générées par l'exploitation. Afin de prévenir, réduire et/ou compenser ces dernières, plusieurs textes relatifs à la préservation de l'environnement ont été intégrés (étude d'impact pour toute demande d'exploitation, plan de gestion des eaux superficielles, schéma de réhabilitation des zones exploitées, suivi du milieu marin,...).

| Localisation   | Surface (km <sup>2</sup> ) |
|--|----------------------------|
| <b>Domaine de compétence de la Province Sud</b>                            |                            |
| • AMP (NB : certaines AMP sont incluses dans les zones Patrimoine Mondial) | 443                        |
| • Zones patrimoine mondial (Grand Lagon Sud et Zone Côtière Ouest)         | 9 280                      |
| <b>Domaine de compétence de la Province Nord</b>                           |                            |
| AMP  | 180                        |
| <b>Domaine de compétence du Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie</b>      |                            |
| Parc Marin de la mer de Corail   | 1 291 482                  |
| <b>Total pour la Nouvelle-Calédonie</b>                                    | <b>1 301 385</b>           |

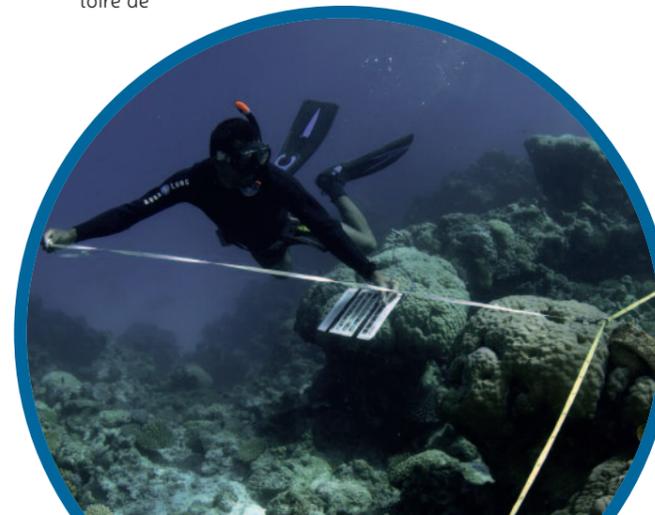
Tableau 1 : surfaces couvertes par les AMP en 2015 (source : AAMP Nouvelle-Calédonie et Province Sud).

## RÉCAPITULATIF DES RÉSEAUX DE SUIVIS EXISTANTS SUR LES RÉCIFS

Bien que les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie aient fait l'objet de nombreux travaux de recherche et de campagnes d'inventaire et d'exploration depuis les années 50, leur suivi en routine n'est effectif que depuis les années 90.

### Le Réseau d'Observation des Récifs Coralliens (RORC)

En 1997 est né l'observatoire des récifs coralliens (ORC) de Nouvelle-Calédonie, rejoignant dans ses méthodes d'évaluation et son esprit le projet mondial Reef Check, dont l'objectif était de collecter des données biologiques utiles à la gestion des récifs, tout en faisant participer la société civile comme moyen d'éducation et de sensibilisation (Thollot et Wantiez 1998). L'ORC comprenait initialement 18 stations de suivi en Province Sud. En 2003, il a été étendu aux deux autres provinces grâce au soutien de l'IFRECOR. Sous sa nouvelle appellation, le RORC représentait alors 27 stations réparties autour de la Grande Terre et dans les îles Loyauté (Lifou). Avec un succès plutôt mitigé en termes de participation bénévole entre 1999 et 2010, le suivi a toutefois continué à être mené annuellement sur l'ensemble des stations. Début 2011, avec la création de l'association Pala Dalik, le réseau a connu un second souffle : la société civile s'est pleinement impliquée dans le suivi, avec une cinquantaine de participants par campagne. De nouveaux partenaires ont rejoint l'initiative (Glen-core, Observatoire de



l'environnement en Nouvelle-Calédonie (OEIL) et Aquarium des Lagons) et le réseau a ainsi pu s'étoffer, atteignant à ce jour 57 stations de suivi (Job et Farman 2015) (Carte 2). Il s'agit d'un suivi annuel, mené sur des stations permanentes. Le protocole d'évaluation est simple et rigoureux, et consiste à répertorier des « espèces cibles » facilement identifiables, portant un message fort sur la vitalité ou la dégradation du récif et sur son exploitation. Quatre compartiments environnementaux sont considérés : les habitats récifaux, les macro-invertébrés, les poissons et les perturbations du récif. Les données sont collectées par des plongeurs bénévoles sous supervision d'un scientifique, en apnée ou en scaphandre autonome.

### Le suivi des AMP

Une dizaine d'AMP (7 en province Sud et 2 en province Nord) font l'objet d'un suivi régulier afin d'évaluer leur efficacité dans le maintien ou la régénération des habitats et des communautés biologiques. En province Sud, les suivis ont lieu tous les 4 ans, depuis 1994, et sont réalisés par l'UNC. En province Nord, ces suivis sont semestriels, depuis 2012, et menés par les membres des comités de gestion des zones concernées (Pouébo et Hienghène). Un protocole de type BACIPS (Before-After-Controlled-Impact-Paired Series) est utilisé, qui consiste à inventorier les communautés avant et après la mise en réserve et sur des stations extérieures ou intérieures aux AMP. Trois compartiments sont échantillonnés : les poissons, les macro-invertébrés épibenthiques et les habitats, avec un niveau de précision dépendant de la compétence des observateurs.

### Le suivi du Patrimoine UNESCO

Depuis juillet 2008, près de 60 % des lagons et des récifs de Nouvelle-Calédonie ont été inscrits sur la liste du Patrimoine Mondial de l'Humanité, sous la forme d'un Bien en série constitué de six zones marines couvrant 1 574 300 ha de lagons et récifs. Pour conserver ce label d'excellence, les six sites sont suivis de manière quinquennale afin de vérifier si les critères qui ont conduit à leur inscription sont maintenus dans le temps. Un état initial (référence) a eu lieu en 2006-2008 et le premier suivi temporel a été conduit en 2012-2014. Le plan d'échantillonnage total comprend 261 stations d'observation. Le protocole d'évaluation

Observateur de l'état de santé des récifs de Nouvelle-Calédonie (crédit photo : OEIL / Matthieu Juncker)

est identique pour chacun des sites, néanmoins le nombre et la localisation des stations varient en fonction de la spécificité des sites (types d'habitats rencontrés, superficie, ...). Comme pour le suivi des AMP, trois compartiments sont échantillonnés : les poissons (toutes espèces), les macro-invertébrés épibenthiques (toutes espèces) et les habitats (catégories définies). Les données sont collectées et analysées par des biologistes marins (UNC et prestataires privés).

### Les suivis industriels

Sur les sites miniers du sud (VALE Inco) et du nord (Koniambo Nickel SAS), des suivis environnementaux de grande ampleur sont menés afin d'évaluer les répercussions environnementales de ces exploitations et d'évaluer l'efficacité des mesures de gestion prises afin de limiter leurs impacts. Pour ces deux projets, des données sur le milieu marin ont commencé à être acquises dès la fin des années 90 par les instituts scientifiques (UNC, IRD) et des prestataires privés. Les protocoles de suivi actuels sont appliqués en routine depuis 2006 pour KNS et 2009 pour VALE. Ces suivis sont mensuels ou annuels selon les paramètres analysés, et portent sur la qualité de l'eau et des sédiments, les flux sédimentaires, la bioaccumulation des métaux, la ciguatera et les communautés biologiques (habitats, poissons, invertébrés, herbiers, mangroves). Les données sont collectées par des prestataires privés (bureaux d'études).

Apports de terre au lagon par l'érosion du bassin versant (crédit photo : OEIL / Adrien Bertaud)





Prédation par *Acanthaster planci* sur certains récifs  
(crédit photo : OEIL - Matthieu Juncker)

tions d'observation suivies de manière continue entre 2003 et 2013 (soit 24 stations : 17 sur la Grande Terre et 7 sur Lifou ; (Job 2014)), vient conforter ce propos (Figure 2).

#### La Grande Terre.

Sur la Grande Terre, le recouvrement corallien oscille entre 3% et 62%. Les plus faibles recouvrements sont enregistrés sur des stations dégradées (Thio, Népoui), ou sur des stations naturellement pauvres en corail (récifs barrières internes où le fort hydrodynamisme limite la colonisation corallienne). Les plus forts recouvrements sont notés sur des stations lagunaires, sous influence océanique. En 2013, le recouvrement corallien moyen est de 26% et ne montre pas d'évolution significative au cours de la dernière décennie (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ). Il présente toutefois deux minima en 2004 et 2012, probablement en rapport avec le passage du cyclone Erica en mars 2003, et la prédation par *Acanthaster planci* ayant entraîné une dégradation totale des coraux en 2004 sur une station de Népoui et en 2012 sur deux stations de Thio.

La relative stabilité, avec profil d'augmentation constante, du recouvrement corallien entre ces deux minima traduit une période marquée par l'absence d'événement climatique majeur et de faibles niveaux de perturbation des récifs. Les dernières observations du RORC (données 2014-2015, non publiées) indiquent une bonne croissance corallienne sur un certain nombre de récifs côtiers et lagunaires et l'absence de nouvelles dégradations. Cette année encore, la Nouvelle-Calédonie a été épargnée d'évènements climatiques extrêmes.

Entre 2003 et 2013, la densité moyenne en poissons cibles apparaît fluctuante (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,01$ ), oscillant entre 0,2 et 0,3 individus cibles/m<sup>2</sup>, valeur considérée comme moyenne (Figure 3). L'ampleur des variations est conforme aux variations inter-

## DES MANGROVES BIEN DÉVELOPPÉES

La Nouvelle-Calédonie totalise près de 25 000 ha de mangroves, auxquelles sont associées 10 000 ha de formations d'arrière mangrove, de tannes, de marécages à cypéracées et de zones inondées ou envasées (Marchand et al. 2007 ; Virly 2008). La distribution des massifs de mangrove reflète le contraste topographique et hydrographique entre les deux côtes de la Grande Terre. Ainsi, la côte ouest, caractérisée notamment par de vastes zones deltaïques (Gargominy, 2003), abrite 88% de la superficie des mangroves de l'île, avec quasiment la moitié située au nord-ouest. Les formations de fond de baie sont prédominantes sur la côte ouest, tandis que les formations sur cordons littoraux sont les plus fréquentes sur la côte est (Virly, 2008). Le profil de végétation le plus fréquent voit se succéder des palétuviers à échasses (*Rhizophora spp.*), suivis d'une strate à *Avicennia marina* (palétuviers nains ou gris) puis de zones de tannes.

Les massifs les plus riches en termes de diversité spécifique se trouvent sur la côte est, comme les mangroves de la Rivière Canala ou du fleuve Diahot, avec respectivement 16 et 18 espèces (Marchand et al., 2007). Les mangroves néo-calédoniennes sont les plus riches de l'Outre-mer français : 21 espèces de palétuviers ont été observées, dont 13 espèces ne sont présentes dans aucun autre territoire d'Outre-mer (Taureau et al., 2015), et une est endémique à la Nouvelle Calédonie (*Rhizophora X neo-caledonia*) (Marchand et al., 2007). La biodiversité végétale associée aux mangroves (zones de tannes, marais, plages et arrière-plages) rassemble 151 espèces non-exclusives (Jaffré, Rigault et Munzinger dans Bonvallet et al. 2012).

Bien que préconisé dans le cadre du patrimoine mondial (Wantiez, 2010), pour l'heure, les mangroves ne font pas l'objet d'un suivi à grande échelle et en routine. Seuls quelques suivis ponctuels sont actuellement menés dans le cadre de projets de recherche menés par l'IRD de Nouméa et par l'industriel KNS, dans la zone d'emprise de l'usine Koniambo. Toutefois, depuis peu, des outils cartographiques ont été développés par l'IRD afin de mettre en place un suivi des surfaces et des typologies des formations végétales par télédétection, qui devraient permettre dans un avenir prochain d'assurer leur suivi. spatio-temporel à l'échelle du territoire (C Marchand, comm. pers.).



## EVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS : BILAN 2000-2014

Bien que préservés par une faible densité de population et des conditions hydrologiques et climatologiques relativement clémentes au cours de la dernière décennie, les écosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie subissent un certain nombre de pressions. Celles prépondérantes à l'échelle du territoire sont les apports terrigènes liés à l'érosion des sols (extraction de ressources minérales, urbanisation littorale, feux de brousse, espèces terrestres envahissantes : cerfs et cochons), les rejets d'eaux usées (centres urbains en particulier) et la surexploitation de certaines ressources marines dans certains sites (Juncker 2006). Les impacts sont donc principalement attendus au niveau côtier, là où se concentrent les hommes et leurs activités.

D'autres pressions existent et peuvent être localement fortes ; toutefois leur extension (géographique ou temporelle) apparaît limitée. Quelques exemples peuvent être donnés : pullulations récentes et isolées d'*Acanthaster planci* sur certains récifs de Nouméa, de la côte oubliée, de Thio, Poindimié ou Koumac ; forte fréquentation touristique de certains îlots du Grand Nouméa ; pollutions agricoles au droit de grandes vallées ; extractions (anciennes) de matériel corallien au sein de platier côtier ; dépotoirs sauvages dans certaines mangroves ; piétinement de l'herbier lors d'activités nautiques, ...

Dans l'ensemble, les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie sont en bonne voire en très bonne santé (L Wantiez, comm. pers.). Le bilan suivant, réalisé à partir des données du RORC sur les sta-

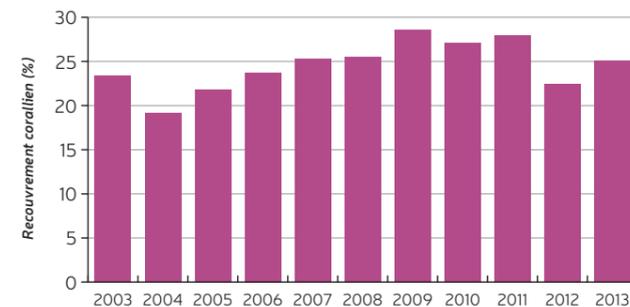


Figure 2 : Évolution du recouvrement corallien sur l'ensemble des stations de la Grande Terre entre 2003 et 2013 (moyenne ± erreur standard).

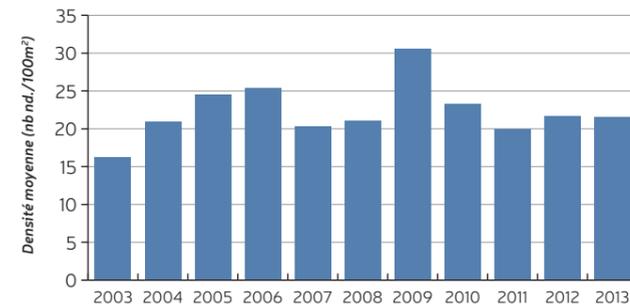


Figure 3 : Évolution de la densité totale en poissons cibles sur l'ensemble des stations de la Grande Terre entre 2003 et 2013 (moyenne ± erreur standard).

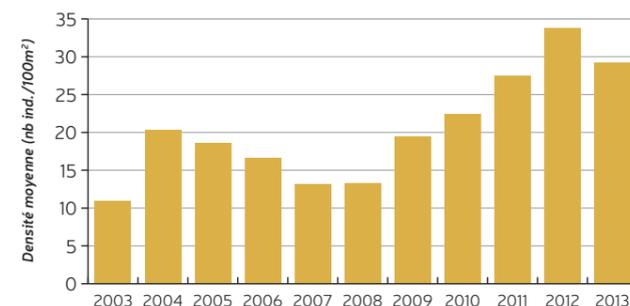


Figure 4 : Évolution de la densité totale en macro-invertébrés cibles sur l'ensemble des stations de la Grande Terre entre 2003 et 2013 (moyenne ± erreur standard).

annuelles des populations de poissons de Nouvelle-Calédonie. Les variations temporelles semblent présenter un cycle interannuel, qui a probablement pour origine le cycle biologique des espèces, et notamment un recrutement favorable des perroquets (Scaridae) sur un grand nombre de stations en 2009.

La densité totale en macro-invertébrés cibles (Figure 4) présente une évolution significative entre 2003 et 2013 (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$ ). Les densités sont nettement plus élevées sur la période 2009-2013 qu'au cours de la période initiale de suivi (2003-2008), passant de valeurs considérées comme faibles à des valeurs moyennes. Ce schéma d'évolution pourrait être la conséquence de la dégradation de l'habitat récifal suite au passage du cyclone Erica (valeurs faibles et en baisse entre 2004 et 2008) puis du rétablissement progressif des communautés au cours d'une longue période exempte de phénomènes climatiques extrêmes. Toutefois, on ne peut écarter l'hypothèse d'un biais méthodologique, qui s'est traduit par un effort d'échantillonnage plus poussé ces dernières années (changement d'observateurs).

#### Lifou

Sur Lifou, les données suivent la même tendance que sur la Grande Terre, avec un recouvrement corallien relativement stable sur la dernière décennie, atteignant 25% en moyenne (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ) (Figure 5). Les valeurs moyennes apparaissent toutefois plus variables que sur la Grande Terre, ce qui s'explique par la reconstruction de certaines stations d'une année sur l'autre (comme sur Jinek, haut lieu du tourisme par les croisiéristes), une hétérogénéité plus grande au niveau des habitats récifaux et un plan d'échantillonnage plus restreint. L'analyse globale permet de mettre en évidence l'absence de conséquences du passage du cyclone Erica sur les peuplements coralliens de Lifou, ni d'aucun autre événement climatique majeur sur les 10 dernières années, et des niveaux de perturbation des récifs globalement faibles (très peu d'*Acanthaster* recensées, peu de casse mécanique, faible fréquentation humaine hormis sur Jinek). Comme sur la Grande Terre, une croissance corallienne a été observée au cours de la dernière campagne de suivi (données 2014-2015, non publiées).

La densité en poissons cibles est légèrement plus faible que sur la Grande Terre et en régression depuis 2007 (Figure 6). Toutefois les

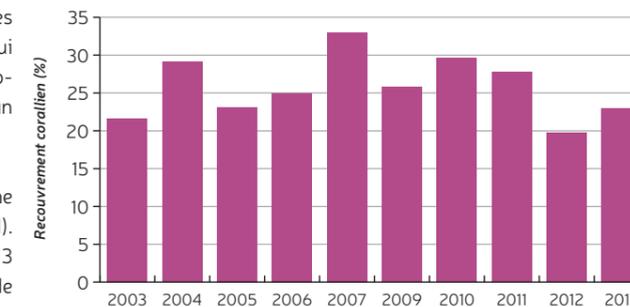


Figure 5 : Évolution du recouvrement corallien sur les stations de Lifou entre 2003 et 2013 (moyenne ± erreur standard).

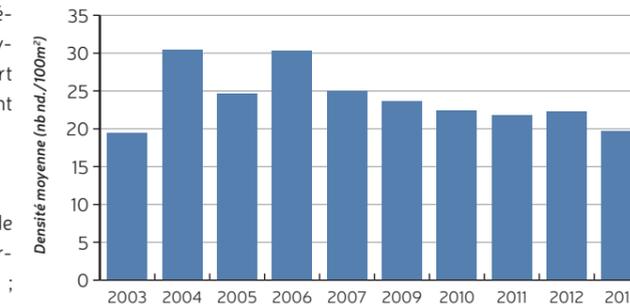


Figure 6 : Évolution de la densité en poissons cibles sur les stations de Lifou entre 2003 et 2013 (moyenne ± erreur standard).

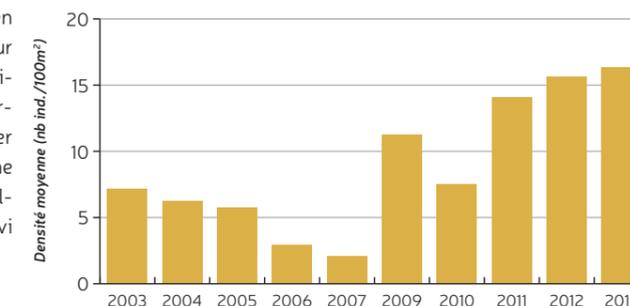


Figure 7 : Évolution de la densité totale en macro-invertébrés cibles sur les stations de Lifou entre 2003 et 2013 (moyenne ± erreur standard).

variations mesurées ne sont pas significatives entre 2003 et 2013 (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ).

Concernant les communautés d'invertébrés, elles sont nettement moins abondantes que sur la Grande Terre (Figure 7). A nouveau, les données se scindent en deux périodes distinctes : le peuplement apparaît très éparé en 2003-2007 ( $< 0,1$  individu/m<sup>2</sup>) ; tandis qu'en 2011-2013, les densités relevées sont significativement supérieures (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$ ). Cette évolution a été attribuée à l'effort d'échantillonnage et non à une amélioration des communautés.

## CONCLUSION

Considérant l'ensemble des stations du RORC (57 stations), et selon les critères d'évaluation appliqués localement (seuils de recouvrement corallien, de densités en poissons et invertébrés, niveaux de perturbation), les données les plus récentes font état du bilan suivant : plus de 80% des récifs visités sont en état de santé satisfaisant à bon, 10% des récifs présentent une vitalité moyenne et 7% des récifs sont en mauvais état de conservation (Figure 8).

Par ailleurs, près de 80% des récifs du RORC ont une santé stable sur leurs périodes de suivi respectives, 5% d'entre eux ont vu leur état de santé s'améliorer et 15% se sont dégradés au cours du temps.

Les récifs barrières, sous influence océanique, sont particulièrement bien préservés. Les coraux y sont sains et robustes (formes de croissance adaptées à un hydrodynamisme fort), les populations de poissons et d'invertébrés sont abondantes et diversifiées, et les perturbations (maladies coralliennes, prédation par des animaux corallivores, casse mécanique des coraux...) sont rares. Seul le récif de Mbéré (Nouméa Nord, proche de la passe de Dumbéa) s'est dégradé au cours du temps, affecté par les Acanthaster et la houle.

Les récifs intermédiaires présentent des résultats plus mitigés : l'état de santé est globalement satisfaisant mais avec des points de dégradation localisés (platiers d'ilots ou récifs lagunaires de Thio, Poindimié, Koumac, Népoui et Nouméa). Les perturbations sont de deux types, dont l'action combinée aggrave les conséquences sur les communautés biologiques : des proliférations localisées d'Acanthaster et l'hypersédimentation liée aux fortes pluies de ces trois dernières années, marquées par des saisons chaudes très pluvieuses.

L'état de santé des récifs côtiers est également globalement satisfaisant, mais avec des points de dégradation localisés sur Thio et Poindimié. A nouveau, les Acanthaster et l'hypersédimentation sont en cause, ainsi que les effets de la houle sur la côte de Poindimié.

**Évolution temporelle**  
Un petit nombre de stations (5%) ont vu leur état de santé s'améliorer  
Près de 80% des récifs du RORC ont une santé stable sur la période de suivi  
Quelques récifs (15%) se sont dégradés au cours du temps

**État des lieux 2014**  
Plus de 80% des récifs visités sont en état de santé bon à satisfaisant  
10% des récifs présentent une vitalité moyenne  
7% des récifs sont en mauvais état de conservation  
Deux stations n'ont pas été visitées

Carte 2 :  
État de santé des stations du RORC et évolution temporelle (source : association Pala Dalik : l'écho du récif).

## QUALITÉ DES EAUX

En dehors de certaines zones localisées, la qualité des masses d'eaux du lagon de Nouvelle-Calédonie est assez méconnue. Le lagon sud-ouest a été le plus étudié, par l'IRD notamment, depuis la fin des années 50. Des séries de données acquises entre 1979 et 1989 et depuis 1996 dans le lagon de Nouméa ont permis de bien comprendre les variations saisonnières et à long terme de ces masses d'eaux (Le Borgne et al 2010, PNEC 2011).

Aucun suivi systématique de la qualité des masses d'eaux lagunaires n'est mené à l'échelle du territoire entier. Néanmoins, depuis quelques années, des données sont régulièrement acquises par des bureaux d'études sur les zones d'emprise de projets industriels d'envergure, comme c'est le cas pour la baie de Prony et du canal de la Havannah (depuis 2005), des lagons de Voh et Koné (depuis 2006) et de la zone d'emprise de la ZAC de Dumbéa (depuis 2008). En complément, les recherches de l'IFREMER, essentiellement axées sur la crevetticulture en Nouvelle-Calédonie (une vingtaine de fermes y sont implantées), ont permis d'acquies une bonne image de la qualité des eaux lagunaires aux débouchés de ces fermes et de mieux appréhender l'impact des effluents crevetticoles sur l'environnement littoral. Enfin, des mesures sont réalisées ponctuellement dans le cadre de projets d'aménagements littoraux soumis à autorisation.

Historiquement, des mesures de température ont été acquises depuis 1958 par l'IRD, qui se sont progressivement étoffées par l'analyse d'autres paramètres tels que la salinité, la concentration en chlorophylle (a), le phosphore, le nitrate ou le silicate à partir des années 80. Dans le cadre des suivis miniers, les paramètres analysés permettent de caractériser la structure physique de la colonne d'eau (température, salinité, fluorescence et turbidité) et sa qualité chimique (pH, MES, éléments majeurs, sels nutritifs, hydrocarbures et métaux traces). En complément, la bioaccumulation des métaux et solvants est évaluée au sein d'espèces bioaccumulatrices (bivalves) placées en cages.

Le constat : les principales pressions qui s'exercent sur les masses d'eaux du lagon de Nouvelle-Calédonie sont les apports terrigènes via l'exploitation minière et les rejets d'eaux usées aux abords de Nouméa. Les autres pressions (pollution agricole, ...) sont faibles. Les masses d'eaux lagunaires sont globalement en bon état exception faite des abords immédiats de certaines embouchures fortement influencées par les apports terrigènes, par lessivage des bassins versants.

## Références bibliographiques

ANDREFOUET S, TORRES-PULLIZA D, 2004. Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, IRD Nouméa.

ANDREFOUET S, CABIOCH C, FLAMAND B, PELLETIER B, 2009. A reappraisal of the diversity of geomorphological and genetic synthesis from optical remote sensing, coring and acoustic multibeam observations. *Cor. Reefs* 28: 691-707.

ANDREFOUET S, PAYRI C, KULBICKI M, SCOPELITIS J, DALLEAU M, MELLIN C, SCAMPS M, DIRBERG G, 2010. Mesure, suivi et potentiel économique de la diversité de l'habitat récifo-lagunaire néo-calédonien : inventaire des herbiers, suivi des zones coralliennes et rôle des habitats dans la distribution des ressources en poissons de récifs. Rapport Conventions Sciences de la Mer – Biologie Marine, IRD Centre de Nouméa / ZoNéCo. 121p.

BONVALLOT J, GAY JC, HABERT E (coord.), 2012. Atlas de la Nouvelle-Calédonie. Marseille-Nouméa. IRD-Congrès de la Nouvelle-Calédonie. 272p.

ENGLISH S, WILKINSON C, BAKER V, 1997. Survey Manual for Tropical Marine Resources, 2nd edition. AIMS, Townsville. 390p.

GARDES L, TESSIER E, ALLAIN V, ALLONCLE N, BAUDAT-FRANCESCHI J, BUTAUD JF, COLLOT J, ETAIX-BONNIN R, HUBERT A, JOURDAN H, LOISIER A, MENKES C, ROUILLARD P, SAMADI S, VIDAL E, YOKOHAMA Y, 2014. Analyse stratégique de l'Espace maritime de la Nouvelle-Calédonie – vers une gestion intégrée. Agence des aires marines protégées / Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie éditeurs. 395p.

GARRIGUE C, 1987. Les macrophytes benthiques du Lagon Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie (cartes des principaux groupements). Rapports Scientifiques et Techniques Sciences de la Mer 46. ORSTOM, Nouméa. 122p.

GUILLEMOT N, CHABANET P, LE PAPE O, 2010. Cyclone effects on coral reef habitats in New Caledonia (South Pacific). *Cor. Reefs* 29: 445-453.  
ISEE, 2014. www.isee.nc

JOB S, 2014. Réseau d'Observation des Récifs Coralliens de Nouvelle-Calédonie. Campagne 2013-2014 et évolution temporelle. CORTEX SARL pour l'Aquarium des Lagons de Nouvelle-Calédonie. 48p.

JOB S, FARMAN R, 2015. Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie : 15 ans d'observation. www.aquarium.nc. 16p.

JUNCKER M, 2006. Introduction à l'étude des pressions et des menaces sur les écosystèmes littoraux de Nouvelle-Calédonie. IBULU Consultant. CRISP/WWF/DTSI. 58p.

KULBICKI M, DUPONT S, DUPOUY C, BARGIBANT G, HAMEL P, MENOUE JL, MOU THAM G, TIRARD P, 1993. Caractéristiques physiques du lagon d'Ouvéa, in: Evaluation des ressources en poissons du lagon d'Ouvéa. Convention Sciences de la Mer ORSTOM Nouméa 10 : 47-150.

LABOUTE P, RICHER DE FORGES B, 2004. Lagons et récifs de Nouvelle-Calédonie. Editions Catherine Ledru. 520p.

LE BORGNE R, DOUILLET P, FICHEZ R, TORRETON JP, 2010. Hydrography and plankton temporal variabilities at different time scales in the southwest lagoon of New Caledonia: A review. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 61, Issues 7-12, 297-308.

LEROY A, 2006. Utilisation de la prévision saisonnière en Nouvelle-Calédonie. Météo France. Note interne de la DP n°6.

MAITREPIERRE L, CAUDMONT S, 2007. Atlas climatique de la Nouvelle-Calédonie. Météo France. 1st Edition. 130p.

MARCHAND C, DUMAS P, VIRLY S, BUISSON D, DUKE N, 2007. Typologies et biodiversité des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Programme ZoNéCo. 213p.

MENU S, 2006. Les lagons de Nouvelle-Calédonie : diversité récifale et écosystèmes associés. Dossier d'inscription au Patrimoine Mondial de l'Humanité. Rapport Sven Menu Consultant. 162p.

PASCAL N, 2010. Valeur économique des services écosystémiques des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. IFRECOR NC. 164p.

PAYRI C, 2006. Phanérogames marines de Nouvelle-Calédonie. Ecologie, distribution, identification. IFRECOR Nouvelle-Calédonie. 16p.

PAYRI C, RICHER DE FORGES B, COLIN F, 2007. Compendium of marine species from New Caledonia: second edition. Documents Scientifiques et Techniques II(7). IRD Nouméa. 435p.

TESTAUD JL, CONAND F, 1983. Estimation des surfaces des différentes zones des lagons de Nouvelle-Calédonie. ORSTOM Editions, Nouméa.

THOLLOT P, WANTIEZ L, 1998. Observatoire des récifs coralliens. Rapport de la phase 1. Organisation, méthodes d'échantillonnage, mission de pré-échantillonnage. Province Sud de la Nouvelle-Calédonie. T&W Consultants.

VIRLY S, 2008. Atlas des mangroves de Nouvelle-Calédonie. ZONECO. 208p.

WANTIEZ L, CHATEAU O, LE MOUPELLIC S, 2005. Initial and mid-term impact of cyclone Erica on coral reef fish communities and habitats in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. *Jour. Of the Mar. Ass. Of UK* 86: 1229-1236.

WANTIEZ L, 2010. Plan de suivi opérationnel de l'ensemble du Bien récifal et lagunaire de Nouvelle-Calédonie inscrit au patrimoine mondial. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, Aquarium des Lagons, Université de la Nouvelle-Calédonie. 63p.



# Polynésie Française

AUTEURS :  
Charlotte MORITS, Vetea LIAO, Yannick CHANCERELLE.

## TABLE DES MATIÈRES

|   |    |
|---|----|
| Introduction  | 00 |
| Récapitulatif des réseaux de suivi existants sur les récifs         | 00 |
| • Suivi à macro-échelle :<br>le territoire de Polynésie française   | 00 |
| • Suivi à méso-échelle : les îles de Tahiti et Moorea               | 00 |
| • Suivi à micro-échelle :<br>portion de lagon de Tahiti et Moorea   | 00 |
| • Méthodes d'échantillonnage  | 00 |
| Évolution de l'état des récifs                                      | 00 |
| • État général des récifs en Polynésie française<br>(macro-échelle) | 00 |
| • État des récifs de l'île de Tahiti                                | 00 |
| • État des récifs de l'île de Moorea                                | 00 |
| Conclusion  | 00 |
| Références bibliographiques   | 00 |

## INTRODUCTION

La Polynésie française est composée de 118 îles réparties sur une région océanique d'environ 5 millions de km<sup>2</sup> et regroupées en cinq archipels (Société, Australes, Gambier, Tuamotu et Marquises). Quatre-vingt quatre de ces îles étant des atolls, la plupart de la surface terrestre se concentre sur les îles volcaniques. Le nord de la Polynésie française (Marquises) connaît un climat tropical semi-aride et le sud (Australes) est soumis à un climat subtropical humide. Deux saisons se distinguent : de novembre à avril, une saison dite « chaude » ou été austral (humidité élevée), et de mai à octobre, une saison dite « fraîche » ou hiver austral (humidité moindre). Dans ce contexte, tous les archipels excepté celui des Marquises sont soumis au risque cyclonique (ex : cyclone Oli à Tubuai en 2010). Le risque de tsunami concerne tous les archipels, et en particulier les Marquises (ex : tsunami en 1960 au large des côtes chiliennes entraînant des vagues de 10 m aux Marquises).

Les îles principales que sont Tahiti et Moorea sont situées au centre de la Polynésie, dans l'archipel de la Société, et comptent à elles seules 200 000 habitants, soit 75% de la population. Les nombreuses autres îles sont ainsi peu, voire pas du tout habitées (76 îles). Hormis au niveau du centre urbain de Papeete à Tahiti qui s'étend dans la montagne, la population des îles volcaniques se répartit au niveau de la plaine littorale. La croissance de la population est faible et a tendance à diminuer (-1,2 % par an en 2007 et -0,6 en 2012).

La Polynésie française est une collectivité d'Outre-mer française et possède l'autonomie dans tous les domaines hormis la police, la justice, la politique monétaire, l'enseignement supérieur, l'immigration, la défense et les affaires étrangères. De ce fait, la gestion de l'environnement est sous la responsabilité du territoire. L'axe principal de développement de la Polynésie est le tourisme, qui repose sur un patrimoine culturel et naturel exceptionnel, représenté notamment par les récifs coralliens. Viennent ensuite la perliculture et la pêche. En 2013, les exportations de produits perliers ont rapporté 7,8 milliards de XPF, et les exportations de poissons 1,1 milliard.

La gestion des ressources naturelles a toujours eu une place importante dans la société polynésienne avec le système de rahui, une coutume permettant de limiter l'exploitation des ressources. C'est dans cette continuité plus ou moins perturbée avec l'arrivée de la culture occidentale et la société de consommation que des programmes de suivis et de protection de l'environnement récifal se sont développés.

Les herbiers sont peu représentés en Polynésie française. Deux espèces de phanérogames marines sont présentes et ponctuellement observées : *Halophila ovalis* et *H. decipiens*. Du fait de leur présence très diffuse (Payri et Duchêne 2010) et de l'absence de travaux spécifiques, il est aujourd'hui difficile d'évaluer leur distribution. Leur superficie pourrait représenter 28,7 km<sup>2</sup>, soit 0,82 % des terres émergées de Polynésie française (Waycott et al. 2011).

Au niveau des récifs coralliens, les causes principales de perturbation sont d'une part naturelles (cyclones, élévation anormale saisonnière de la température de l'eau et prolifération de l'étoile de mer *Acanthaster planci*), et d'autre part anthropiques (pêche, urbanisation des littoraux et des flancs de montagnes et rejets d'eaux usées notamment).

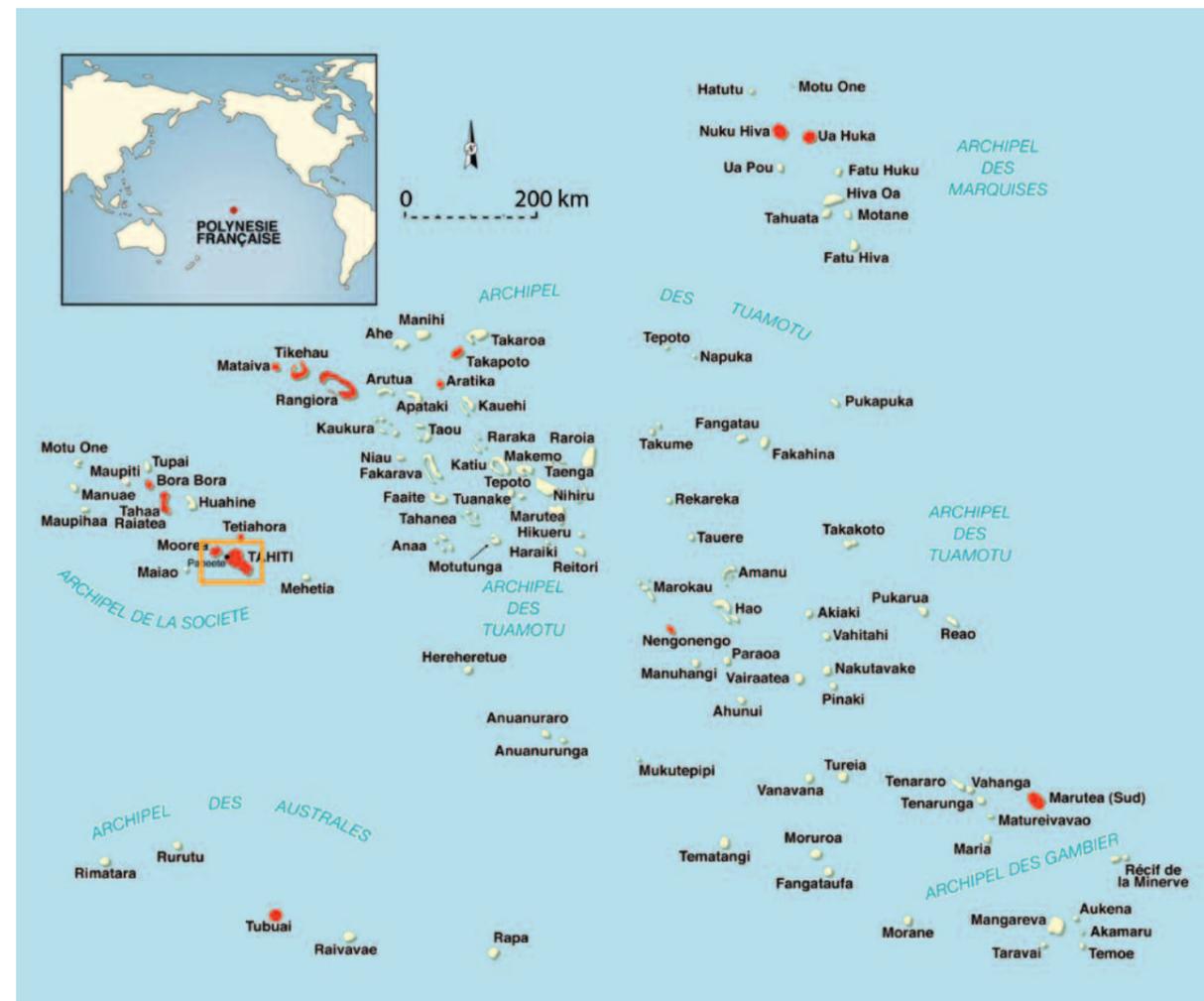


Ces perturbations anthropiques restent néanmoins encore relativement limitées aux zones les plus peuplées, soit quelques îles à l'échelle de la Polynésie française (Tahiti et Moorea principalement). L'objectif général des suivis environnementaux présentés ci-après est de réaliser des bilans de l'évolution de l'état de l'écosystème corallien, d'identifier les facteurs de causalité et d'apporter à plus ou moins long terme aux gestionnaires publics ou privés un outil d'aide à la décision pour la gestion de l'environnement dans les contextes et thématiques qui les concernent.

## RÉCAPITULATIF DES RÉSEAUX DE SUIVI EXISTANTS

On entend dans cette étude par suivi environnemental toute activité visant à mesurer un paramètre chimique (ex : pH, salinité, sels nutritifs, oxygène, polluants), physique (ex : température, turbidité), biologique ou microbiologique (ex : bactérie, virus, coraux, poissons, algues) dans le milieu naturel, i.e. : colonne d'eau, substrat ou sédiment, par des prélèvements réguliers, étalés sur une période d'au moins trois années et selon une fréquence déterminée. Par extension les réseaux de suivi sont des ensembles géographiques comportant au moins deux points de suivi distincts répartis dans l'espace. La Polynésie française compte actuellement 7 réseaux de suivis de l'état de santé des récifs coralliens (Tableau 1 ; le Tableau A1 en annexe présente l'ensemble des suivis recensés en Polynésie mais sortant du contexte de cette étude). Les thématiques et étendues géographiques de ces réseaux sont variées (Figures 1 et 2). Certains suivis sont réalisés dans un contexte fondamental sur le très long terme (Polynesia Mana, recrutement corallien, séries de Tiahura), alors que d'autres plus appliqués visent à caractériser les impacts de l'Homme sur l'environnement récifal (AMP Moorea). Ainsi, selon les objectifs, la surveillance du milieu peut concerner une partie de lagon ou l'ensemble de la Polynésie, et s'intéresser à des secteurs subissant des perturbations naturelles et/ou anthropiques.

Figure 1: Localisation des sites du réseau de suivi Polynésie Mana en Polynésie française. L'encadré orange indique la partie de la région étudiée à des échelles géographiques inférieures.



Le CRIOBE est l'organisme scientifique qui assure l'essentiel des études de suivi de l'état de santé des récifs en Polynésie française, auquel il convient d'ajouter les réseaux de sciences participatives Reef Check et Observatoire des Requins de Polynésie, ainsi que le suivi Pavillon Bleu réalisé à Bora Bora.

#### Suivi à macro-échelle : le territoire de la Polynésie française.

Le réseau international de suivi des pentes externes « Polynésie Mana » a été créé en 1992 et fait partie du Réseau Mondial de Surveillance des Récifs Coralliens (GCRMN) (Tableau 1). Il comprend, en plus de la Polynésie française, 5 pays polynésiens (Tonga, Pit-

cairn, Samoa, Îles Cook et Kiribati), et comprend localement au moins un site d'étude par archipel de Polynésie française, aussi bien dans les îles volcaniques que dans les atolls (Figure 1). Ce réseau donne ainsi une image globale de l'état de santé des récifs de pente externe polynésiens puisqu'il permet de déterminer, sur le long terme et sur une grande échelle géographique, les modifications éventuelles des peuplements coralliens et ichtyologiques qui subissent des perturbations naturelles et, pour certains sites plus peuplés, des perturbations anthropiques.

#### Suivi à méso-échelle : les îles de Tahiti et Moorea

À plus petite échelle géographique, les suivis autour de Tahiti et de Moorea sont présentés dans les Tableaux 1 et la Figure 2A-C. À Tahiti, le suivi RTO (Réseau Territorial d'Observation du lagon) a été réalisé de 1989 à 1993 par la Direction de l'environnement, en partenariat avec le CRIOBE, avec une à deux campagnes d'échantillonnage par an, dans le but de développer un dispositif de surveillance de l'environnement récifal lagunaire de Tahiti en prévention des dégradations du milieu associées à la croissance démographique. Une synthèse de ces 5 années de suivi a été réalisée en 1995 (Couraud et Salvat 1995), mais aucun réseau de suivi régulier n'a été réalisé à l'échelle de l'île entre 1993 et 2007. Le suivi a repris en 2007 sous le nom de RST (Réseau de Surveillance du milieu lagunaire de Tahiti), dont la mise en place est confiée au CRIOBE par la Direction de l'Environnement afin de suivre l'évolution de l'état de santé du milieu lagunaire et pour donner aux services concernés des éléments d'appréciation utiles en cas de situation conflictuelle au plan socio-économique. Sous cette nouvelle appellation, le suivi a été réalisé en 2007 (Adjeroud et al. 2007), 2008 (Adjeroud et al. 2009) et 2010 (Bosslerelle et al. 2011). Entre le RTO et le RST, la plupart des zones de suivi ont été maintenues, 3 zones ont été ajoutées, et le nombre de stations est passé de une à deux par zone (récif frangeant et récif barrière). Ainsi, dans le cadre du RTO, 15 zones de suivi pour 17 stations d'échantillonnage ont été prises en compte, alors que dans la dernière campagne du RST en 2010, 17 zones ont été suivies pour 34 stations échantillonnées (Figure 2A).

À Moorea, le Plan de Gestion de l'Espace Maritime (PGEM) a été mis en place par la commune de Moorea-Maiao en 2004, succé-

dant au Plan Général d'Aménagement qui a débuté en 1995. Le PGEM compte 8 aires marines protégées (AMP) réparties tout autour de l'île. Le suivi de ces AMP (CRIOBE) est basé sur un échantillonnage de la diversité des récifs frangeant, barrière, et pente externe dans les AMP ainsi que dans des zones témoins (hors AMP), afin de s'affranchir dans les analyses des différences spatiales qui perturbent les comparaisons (Figure 2C). Ce suivi permet ainsi d'appréhender l'évolution des récifs sous l'influence des perturbations naturelles, sur tous les sites, et des perturbations anthropiques liées à la pêche, en comparant les données intra-AMP et hors-AMP (Moreau et al. 2014). Il existe également à Moorea, depuis 2000, un suivi semestriel du recrutement des coraux, réalisé au niveau de 3 sites sur la pente externe (Figure 2C), qui permet de suivre les variabilités spatio-temporelles saisonnières et interannuelles du recrutement.

#### Suivi à micro-échelle : portion de lagon de Tahiti et Moorea

À Tahiti, suite à l'implantation du Centre d'Enfouissement Technique de Pahiho en 1998, une étude environnementale de la baie de Port Phaéton et un protocole de suivi ont été mis en place par la Société d'Environnement Polynésien (Tableau 1, Figure 2B). L'objectif est d'établir la situation écologique de la baie de Port Phaéton et d'estimer l'évolution de l'état de santé de son écosystème marin et de ses principales rivières (Figure 2B). A ce jour, 9 bilans complets (juillet 1998, juillet 2000, novembre 2001, septembre 2004, décembre 2006, novembre 2008, juillet 2010, août 2012 et juillet 2014) et 2 bilans intermédiaires (mars 2003 et décembre 2005) ont été réalisés par Naturalia & Biologia et le CRIOBE (Adjeroud et al. 1998 ; 2001 ; 2002 ; 2003 ; 2005 ; 2006a ; 2006b ; 2007, 2009 ; Planes et al. 2010 ; Bosslerelle et al. 2012 ; Liao et al. 2014). Par ailleurs, un complément d'étude s'est exclusivement intéressé aux rivières de la baie de Port Phaéton (Adjeroud et Salvat 2000).

À Moorea, le site de Tiahura comprend, en plus du réseau de suivi des AMP et de celui du recrutement corallien, deux autres suivis (Tableau 1, Figure 2D). Le suivi de la « radiale Tiahura », est composé d'une vingtaine de transects le long desquels sont échantillonnés les poissons, le substrat et les invertébrés, du récif frangeant à la pente externe. Cette étude, débutée en 1987, permet d'obtenir une image de la variabilité à long terme des peu-

plements ichtyologiques et coralliens du récif de Tiahura. L'Agencement Temporel des Populations et des Peuplements (ATPP; Tableau 1) est un programme initié en 1990 visant à décrire et expliquer la variabilité interannuelle de cinq peuplements majeurs : algues, coraux, mollusques, échinodermes et poissons. Il est concentré dans deux zones précises de Tiahura (Figure 2D), avec un échantillonnage différent de la « radiale Tiahura ».

#### Méthodes d'échantillonnage

Chaque suivi possède son propre protocole d'échantillonnage mais les méthodes sont relativement similaires et conservées au cours du temps.

Les coraux et le substrat sont échantillonnés selon la méthode du « point intercept transect » PIT (AMP) ou du photoquadrat avec quadrillage (Polynésie Mana). Les poissons et les invertébrés (hors corail) sont échantillonnés par comptages visuels (taxonomie, nombre et estimation de la taille) dans des transects-couloirs de 25 ou 50 m de long sur 2 m de large. Les recrues coralliennes sont collectées sur des plaques en terre cuite immergées pendant 3 mois, et comptées et identifiées sous binoculaire en laboratoire. Les paramètres physico-chimiques de l'eau sont collectés à l'aide de sonde (température, salinité, pH, oxygène) ou analysés en laboratoire (sels nutritifs, bactériologie, chlorophylle).

#### Suivi participatif : Reef Check Polynésie

En Polynésie française, le programme Reef Check a été initié en 2000. Le réseau s'est développé jusqu'en 2010 et compte

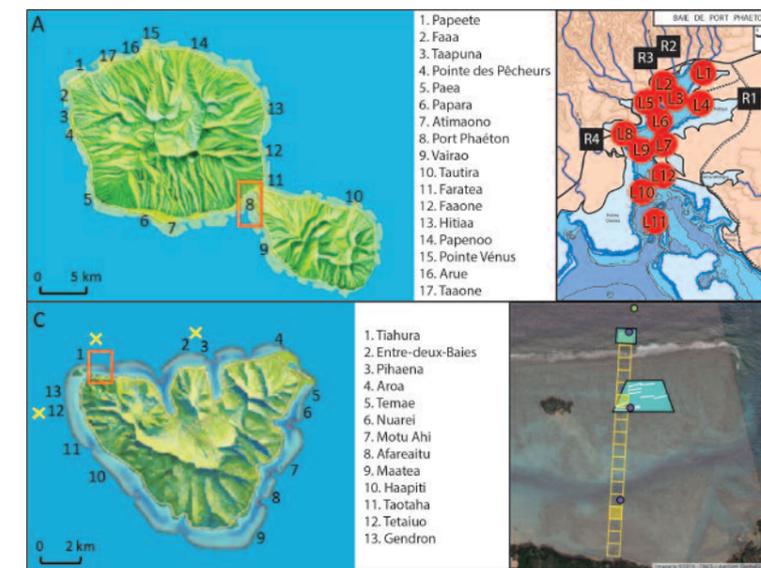


Figure 2: Localisation des sites à Tahiti (A, B) et Moorea (C, D). Les encadrés orange (A, C) indiquent la portion étudiée à une échelle géographique inférieure (B, D). Les sites du suivi du recrutement corallien sont représentés par des croix jaunes (C). Les transects de la radiale de Tiahura sont indiqués en jaune et les zones ATPP en bleu (D).

| Réseaux   | Date de création | Objectifs  | Échelle                                       | Variables  |
|---|------------------|--|---|--|
| Polynésie Mana / Réseau de surveillance des pentes externes | 1992             | Suivi des modifications des peuplements de coraux et de poissons sur le long terme en rapport avec les changements climatiques et les perturbations naturelles | Pacifique Sud (6 pays)                        | Substrat, coraux, invertébrés, poissons                              |
| RTO / RST   | 1989-1993 / 2006 | Surveillance écologique du lagon de Tahiti   | Tahiti (16 sites)                             | Physico-chimie des eaux, Coraux, Poissons, Mollusques, Echinodermes. |
| Port Phaéton - Tahiti                                       | 1998             | Surveillance des rejets éventuels du Centre d'Enfouissement Technique de Pahiho  | Baie de Phaéton et ses rivières (16 stations) | Physico-chimie des eaux et des sédiments, Peuplements benthiques     |
| AMP Moorea  | 2004             | Suivi en vue de l'évaluation, de la protection et de la gestion durable  | Moorea (13 sites)                             | Substrat, invertébrés, poissons                                      |
| Suivi du recrutement corallien                              | 2000             | Suivi de la variabilité spatio-temporelle du recrutement des coraux Scléactiniaires sur la pente externe   | Moorea (3 sites)                              | Recrues de coraux Scléactiniaires                                    |
| Radiale de Tiahura (série Poisson)                          | 1987             | Suivi biannuel des peuplements de poissons et du recouvrement en substrat  | Moorea  | Coraux, substrat, poissons   |
| Radiale de Tiahura (ATPP)                                   | 1990             | Etude de la variabilité interannuelle  | Moorea  | Coraux, substrat, benthos, poissons                                  |

Tableau 1: Récapitulatif des suivis des récifs de Polynésie française auxquels participe le CRIOBE.

67 stations réparties sur 11 îles. La superficie de la Polynésie et le faible pourcentage de zones actuellement suivies par les scientifiques rendent primordial le développement d'un réseau de bénévoles pour suivre les récifs. Les suivis sont réalisés par des bénévoles encadrés par des scientifiques à l'aide de méthodes classiques (PIT pour le substrat et transect-couloir pour les poissons et invertébrés) mais l'identification se fait au niveau de catégories cibles uniquement (ex : famille des Chaetodonidae, bécards, corail dur) et non à l'espèce. Les résultats alimentent une base de données internationale et participent au bilan mondial établi par le GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network).

## ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DES RÉCIFS

### État général des récifs en Polynésie française (macro-échelle) : Polynesia Mana

L'état général des récifs coralliens de pente externe en Polynésie française peut être donné à partir des données du réseau de suivi Polynesia Mana. Le pourcentage de recouvrement en coraux durs vivants est un descripteur qui témoigne de la vitalité d'un récif, et l'évolution dans le temps de ce recouvrement est un bon indicateur de l'état de santé ou de la dégradation des récifs.

#### Suivi du recouvrement corallien dans les îles de Polynésie

En Polynésie, deux types de perturbations majeures ont affecté les îles de l'archipel de la Société et certains atolls des Tuamotu et des Australes dans la dernière décennie. L'épisode invasif du prédateur de corail *Acanthaster* (2006-2009) a touché sévèrement l'ensemble des pentes externes des îles hautes de l'archipel de la Société. Des épisodes dépressionnaires générés pendant l'épisode El Niño 2009-2010 (en particulier le cyclone Oli en février 2010) ont induit des houles qui ont touché les peuplements coralliens des côtes nord et nord-ouest des îles de la Société (sites de Moorea et Raiatea), des atolls du nord Tuamotu (site de Tikehau) et de Tubuai. Les dynamiques du recouvrement corallien sont ainsi très contrastées entre les différentes îles et les atolls de Polynésie (Figure 3). Les facteurs anthropiques ne sont pas détectés à cette échelle pour les sites en question, soit parce qu'ils

sont masqués par les perturbations naturelles fortes, soit parce qu'ils ne se ressentent pas sur la pente externe, ou tout simplement parce qu'ils sont absents (îles ou atolls peu peuplés).

Le recouvrement corallien est fort dans certaines îles et à certaines périodes (Figure 3), par exemple à Tahiti et Moorea jusqu'en 2004 (jusqu'à 60%), ou à Marutea Sud entre 1998 et 2010 (55%). Sur les autres îles (ex : Nuku Hiva, Takapoto) et en l'absence de perturbations, le recouvrement corallien présente une relative stabilité sans changement significatif depuis les 8 dernières années. Grâce à ce genre de suivi à long terme dans plusieurs îles, il est possible d'appréhender quel peut être le maximum de recouvrement corallien en fonction de la localisation géographique d'une île et d'un site au sein de la Polynésie. Par exemple, le maximum de recouvrement corallien sur le site de Tubuai semble être autour de 25%, alors qu'on peut trouver des recouvrements coralliens de quasiment 70% sur certains atolls des Tuamotu (observation personnelle). C'est en fonction de ces valeurs, dépendantes de chaque site, qu'il est possible de se baser pour mettre en place des politiques de gestion des récifs.

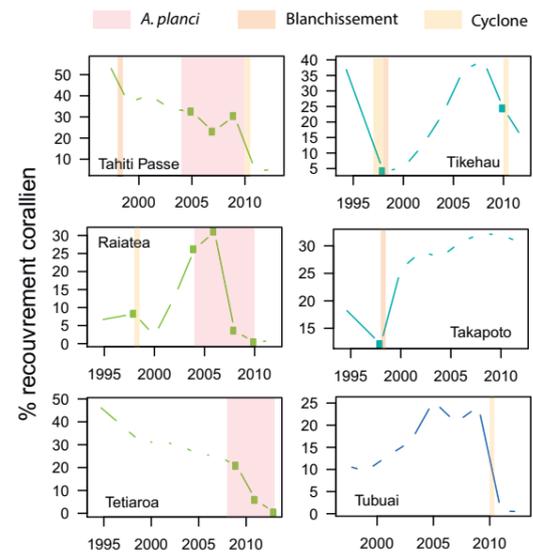


Figure 3 : Évolution du pourcentage de recouvrement corallien dans 6 sites du réseau de suivi Polynesia Mana. Les perturbations naturelles majeures relevées au cours de la période d'étude sont indiquées pour chaque île.

Ce suivi permet également de constater que, dans l'ensemble, la capacité de récupération des récifs après un stress naturel, en termes de recouvrement corallien, est très bonne en Polynésie par rapport à d'autres récifs dans le monde. Les observations récentes de 2014 et 2015 (en cours d'analyse) sur les sites de Moorea, dont le récif a été détruit suite à une prolifération d'*Acanthaster* entre 2006 et 2009 et le cyclone Oli en 2010, et dans quelques autres sites du réseau Polynesia Mana, suggèrent une récupération du corail bien plus importante qu'admis précédemment par les experts. En outre, le stade quasi-irréversible de recouvrement du corail par les macroalgues n'a été observé sur aucun des sites.

#### Influence du recouvrement corallien sur la diversité des poissons

Des études en cours au CRILOBE montrent qu'en Polynésie, et en accord avec ce qui est observée dans les autres récifs du monde, un recouvrement corallien important abrite une forte diversité et des fortes abondances des poissons corallivores et des poissons dépendants du corail pour leur habitat. Cette observation est valable mais moins prononcée pour d'autres groupes trophiques tels que les herbivores et les piscivores. Pour certains sites du réseau, par exemple à Tubuai après le cyclone de 2010, les abondances de poissons suivent les variations du recouvrement corallien (Figure 4). Cependant, ces variations sont faibles par rapport au nombre de poissons totaux. Le nombre d'espèces (pour un effort d'échantillonnage donné) varie fortement entre les îles, allant d'environ 50 à Tubuai (Australes) à plus de 140 espèces à Takapoto (Tuamotu).

En termes de dynamique, une baisse de recouvrement corallien suite à une perturbation induit une baisse générale de la diversité des poissons coralliens. On observe notamment une baisse de la diversité et de l'abondance des corallivores et des pois-

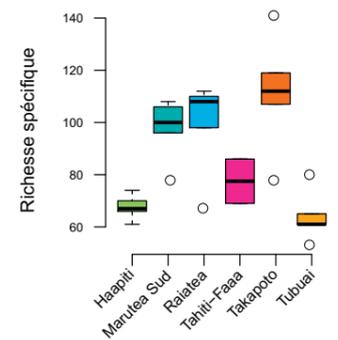


Figure 5 : Nombre d'espèces de poissons (moyenne et écart type sur la période d'étude) dans 6 sites du réseau Polynesia Mana.

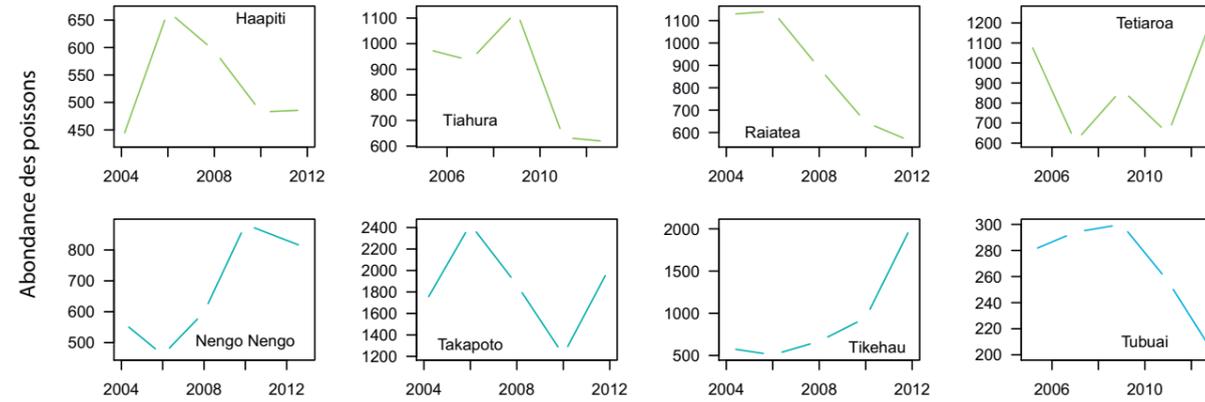


Figure 4 : Évolution de l'abondance par transect de 100 m² des poissons dans 6 sites du réseau de suivi Polynesia Mana.

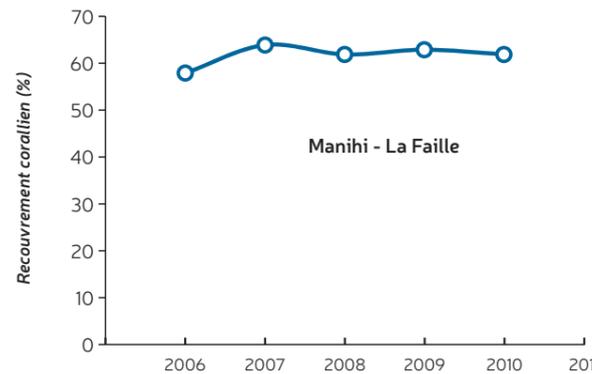


Figure 6 : Évolution du pourcentage de recouvrement corallien sur le site de Turipaua (pente externe) à Manihi.

sons fortement dépendant de l'habitat corail, ainsi qu'un changement de la composition en espèces. Une diminution de l'abondance des herbivores est également constatée, mais les tendances sont plus nuancées pour les autres groupes trophiques (Lamy et al. 2015).

#### État général des récifs en Polynésie française (macro-échelle) : Reef Check.

Du fait de la superficie de la Polynésie française, un faible pourcentage des récifs est suivi par des scientifiques. Les données issues du réseau Reef Check permettent donc de compléter l'analyse de l'état de santé à macro-échelle (Lagouy 2007). L'Archipel de la Société est caractérisé par une forte hétérogénéité de la durée des suivis et des résultats obtenus. Les récifs frangeants de Moorea montrent de 2000 à 2009 un faible pourcentage de recouvrement corallien (10 à 15 %) avec des fluctuations assez importantes de l'abondance des poissons et des invertébrés. De 2006 à 2010, plusieurs récifs barrière à Tahiti et Moorea montrent une diminution du recouvrement corallien pouvant aller jusqu'à 10% (entre 2007 et 2010 à Haapiti). Sur le site de Maharepa à Moorea, le recouvrement corallien est compris entre 20% et 31% et des épisodes de mortalité corallienne ont été constatés entre 2003 et 2006. Certains des sites suivis sur la pente externe ont été fortement touchés par l'explosion des *Acanthaster* entre 2006 et 2009. Ainsi à Huahine, le recouvrement corallien est passé de 40 à 10 % entre 2006 et 2008 et la densité des poissons a été divisée par deux. Enfin, il existe des sites comme Maupiti (2007 à 2009) où le recouvrement corallien est important (40 à 50 %) et stable.

Dans l'Archipel des Tuamotu, les suivis menés de 2007 à 2010 à Rangiroa, Manihi et Fakarava montrent une grande stabilité du recouvrement corallien (25 à 60 % selon les sites), ainsi que des peuplements de poissons et d'invertébrés. Le site Turipaua (pente externe de Manihi) possède ainsi un recouvrement stable autour de 60 % (Figure 6).

Les sites suivis à Mangareva (2008-2010) dans l'Archipel des Gambier sont également caractérisés par une stabilité du substrat et des peuplements malgré un recouvrement corallien plus faible (20 %).

A Tubuai, dans l'archipel des Australes, un site suivi de 2006 à 2009 témoigne d'une certaine stabilité du recouvrement corallien malgré un petit épisode de mortalité en 2006 et 2008. Les stocks de poissons y sont en légère augmentation.

Aucune donnée n'est par contre disponible pour l'Archipel des Marquises.

#### État des récifs de l'île de Tahiti

L'île de Tahiti, par sa position centrale et son développement, possède des suivis récifaux initiés dès 1989 (Tableau 1). Le réseau de suivi RTO/RST a pour objectif de suivre l'état de santé des récifs et de la ressource autour de l'île, et le suivi de Port Phaeton permet de préciser, pour une zone plus restreinte, l'évolution de l'état de santé des récifs et des rivières qui s'y déversent dans le contexte particulier d'un centre de traitement des déchets situés en amont de la zone marine.

#### À méso-échelle : autour de l'île

Dans son ensemble, l'écosystème lagunaire de Tahiti présente un état général satisfaisant et stable. Seules certaines zones, en particulier urbaines, montrent des signes de dégradation. Les perturbations naturelles (cyclone Oli et prolifération d'*Acanthaster*) impactent plus directement le récif barrière alors que les perturbations anthropiques impactent plus directement le récif frangeant.

Température, salinité et pH sont homogènes entre les stations et peu variables dans le temps. La température des eaux lagunaires est comprise entre 25 et 30 °C, la salinité varie généralement entre 30,6 et 36,2 psu, et le pH entre 7,77 et 8,30. Les stations du récif frangeant

ont tendance à présenter des températures plus élevées, une salinité légèrement plus faible et subissent des variations journalières plus importantes que les stations situées près du récif barrière qui sont soumises à l'influence de l'eau océanique, plus stable. Le milieu lagonaire de Tahiti est bien oxygéné (entre 4,22 et 13,39 mg/L). La teneur en MOP est faible sur l'ensemble du lagon (entre <1, limite de détection, et 3 mg/L) et les MES varient entre 0,12 et 7 mg/L suivant les conditions météorologiques (houle et vent favorisant la remise en suspension). La charge bactériologique des eaux est très variable dans le temps et entre les stations.

La zone urbaine de Tahiti (Papeete, Faa'a, Taaone et Arue) connaît un enrichissement en nutriments régulier depuis 1989, notamment au niveau des stations frangeantes, bien que les fortes variations temporelles indiquent que celui-ci n'est pas constant. Sur le reste de l'île, les zones rurales dont les concentrations en sels nutritifs sont les plus importantes ont changé entre le suivi du RTO et du RST.

Les concentrations de métaux lourds dans les sédiments sont variables d'une année à l'autre car les perturbations peuvent être ponctuelles et restreintes dans le temps. Les stations frangeantes, sous l'influence de l'érosion terrestre, ont des concentrations plus élevées que les stations barrières où le sédiment est d'origine biogène (débris et érosion du corail). La zone de Papenoo ainsi que la station frangeante de Taaone entre 2007 et 2010 se distinguent par de fortes concentrations en fer. Pour la première, cela peut s'expliquer par la proximité de la rivière Papenoo, vecteur important de sédiment terrestre, alors que pour Taaone, il s'agit davantage d'une pollution d'origine anthropique (proximité du port de Papeete et de l'agglomération urbaine de Tahiti). Le cadmium, le mercure, le zinc, le cuivre et le plomb sont négligeables ou inférieurs aux limites de détection.

De 1989 à 1993, le pourcentage de recouvrement corallien est hétérogène entre les stations, avec des valeurs comprises entre 5% et 60%, mais stables dans le temps. Suite au cyclone Oli en 2010, la géomorphologie et le recouvrement corallien du lagon et notamment des récifs barrières du nord de Tahiti, ont été affectés. Les espèces fragiles de type branchu (*Acropora* et *Pocillopora*) ont vu leur taux de recouvrement diminuer fortement. Le fort hydrodynamisme a sans doute favorisé un apport important de débris de la pente externe sur le récif barrière.

## LE SUIVI PAVILLON BLEU À BORA BORA

Bora Bora est la première commune d'Outre-mer à avoir adopté dès 2001 la démarche Pavillon Bleu. Afin d'obtenir ce label, des suivis Reef Check sont menés annuellement sur les récifs entourant l'île, aussi bien en zone barrière qu'en zone frangeante au niveau lagonaire, et sur la pente océanique externe. Le réseau compte actuellement 22 stations suivies de façon pérenne.

A l'échelle de l'île, les peuplements coralliens présentent une diversité intéressante et un recouvrement globalement stable depuis le début des suivis. Seules deux stations de pente externe (Tapu 7 et Tapu 15) font exception avec un recouvrement corallien qui a drastiquement chuté à partir de 2008 (-75% environ). Cette dégradation est liée à un phénomène invasif d'*Acanthaster*, apparues pour la première fois à Bora fin 2007, et ayant envahi cette zone par vagues successives.

En 2001, la formation de bénévoles au protocole Reef Check a permis de former, dans un cadre scientifique (Université de Perpignan, CRIOBE), un biologiste chargé de suivre l'évolution du récif barrière à Bora Bora, impacté par une marée rouge. Ce phénomène de bloom planctonique a détruit la vie marine sur 9 km de long. En 2003, sollicité dans le cadre du Pavillon Bleu, il a formé à son tour et délégué une dizaine de nouveaux sites à un second observateur. La Commune et neuf hôtels restent partenaires des suivis en fournissant un appui logistique et en promouvant l'opération dans leurs environnements respectifs.

Ce partenariat entre Commune, hôtels et écologues a un caractère unique, les suivis Reef Check étant intégrés dans un ensemble de critères reconnus par le comité international du Pavillon Bleu. Les phénomènes de déséquilibres écologiques et d'impacts liés à la surpêche ou aux mauvais comportements de prestataires nautiques et de leurs clientèles, sont immédiatement mis en évidence. La sensibilisation des touristes sur les comportements à adopter lors de la découverte de ce patrimoine exceptionnel est donc indissociable d'un tourisme viable et responsable.

L'abondance et la richesse spécifique des invertébrés non coralliens (mollusques, échinodermes) sont relativement faibles dans le lagon de Tahiti. Dans quelques stations, les individus de *Culcita novaegui-nae* et d'*Acanthaster* se retrouvent en plus grand nombre. Ce dernier peut être la cause de la diminution du recouvrement corallien dans certains sites, mais les tendances sont moins nettes qu'en pente externe (cf. suivi Polynesia mana).

Pour les trois bilans du RST, l'étude des assemblages ichthyologiques met en évidence un impact important de la pêche lagonaire. En effet, les peuplements de poissons sont dominés par des espèces non commerciales, souvent de petite taille. La géomorphologie est aussi une cause des variations spatiales. Une augmentation de l'abondance totale des poissons a été enregistrée en 2010. Par rapport aux années précédentes, cette tendance résulte essentiellement d'une augmentation des populations des espèces de poissons de petite taille, en particulier sur les récifs frangeants de Tahiti. Les quelques espèces commerciales recensées depuis 2007 sont le plus souvent représentées par des individus de petite taille, les gros individus subissant une pression de pêche importante. Les peuplements de poissons semblent subir moins de pression à la presqu'île. Par ailleurs, les zones situées au nord de Tahiti, qui ont essuyé l'impact du cyclone Oli, ont systématiquement vu l'abondance et la richesse spécifique en poissons baisser, notamment sur les récifs barrières.

### À micro-échelle : Port Phaéton

Les suivis effectués depuis 1998 à Port Phaéton sur la presqu'île de Tahiti mettent en évidence une relative stabilité des caractéristiques physico-chimiques des eaux de la baie, de la composition biogéochimique des sédiments et de l'état des peuplements benthiques. Les variations récentes du recouvrement corallien observées dans la baie ne peuvent être considérées comme le signe d'une dégradation ou d'une perturbation majeure, car aucune n'a affecté l'écosystème de la baie et des quatre rivières qui s'y jettent lors des dernières années. Étant donnée la variabilité temporelle élevée de certains paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau, souvent liée aux conditions météorologiques, des pollutions momentanées ne sont pas à exclure, mais elles ne peuvent pas forcément être détectées et comprises avec un échantillonnage ayant lieu tous les deux ans.

Le fonctionnement hydrodynamique général de la baie (couran-

## LA MANGROVE À MOOREA

La *Rhizophora stylosa* est la seule espèce de palétuvier composant la mangrove à Moorea. Cette espèce non indigène a été introduite vers 1930 de Nouvelle-Calédonie dans la baie de Vaiana, au sud-ouest de l'île. Dix-sept secteurs à palétuvier sont observés à Moorea (Jost et Planes 2015), dont 6 nouveaux depuis une précédente étude en 2003, et dont 3 sont localisés dans les AMP de Tiahura, Maatea et Nuarei. L'augmentation du nombre de pieds de palétuvier, qui sont passés de 3 679 à 12 8905 (3,5 fois plus en onze ans), est due notamment à l'augmentation du nombre de plantules, le nombre de pieds adultes n'ayant pas changé. Cependant, la colonisation est limitée par la surface disponible et favorable d'un point de vue écologique. A Moorea, cette surface ne devrait donc plus augmenter, en raison de la présence d'infrastructures sur tout le littoral et à cause de l'abattage des pieds par des riverains, des hôtels ou les services municipaux.

La mangrove de Moorea représente un habitat propice à de nombreux animaux en raison de sa ressource en nourriture, ainsi que pour sa capacité à abriter les juvéniles. La faune est abondante lorsque les sites ne sont pas pollués par des déchets ou des apports terrigènes, comme dans l'est de l'île. On y trouve des crustacés (crevettes, chevrettes, crabe de palétuvier *Scylla serrata* très apprécié des pêcheurs, crabe violoniste *Uca lactea*, tupa ou *Cardisoma carnifex*). De nombreuses espèces de poissons cohabitent, telles que *Periophthalmus* sp., un gobbie amphibie, les mulets (*Mugilidae*), les poissons-papillons (*Chaetodontidae*), les balistes (*Balistidae*), les carangues (*Carangidae*), et les barbichettes (*Mullidae*). Les requins pointes noires (*Carcharhinus melanopterus*), raies pastenagues (*Himantura fai*) et murènes (*Muraenidae*) sont également observables.

tologie et débit des rivières) est très stable sur la période d'étude. La direction et l'intensité des courants sont directement fonction du régime des vents, et les valeurs des débits mesurés aux quatre rivières restent correctes pour ce type de cours d'eau. Dans la colonne d'eau, aucune dégradation majeure des caractéristiques physico-chimiques n'est à signaler. La rivière Tevihonu se dis-

## PESTICIDES

Dans le cadre de recherches développées avec l'IFRECOR (Roche et al. 2011), des analyses effectuées sur des prélèvements d'organismes dominants situés à divers niveaux du réseau trophique de récifs de Tahiti et de Moorea ont mis en évidence leur contamination par des pesticides, en particulier par des herbicides et par divers insecticides organochlorés. De façon inattendue, des niveaux significatifs de chlordécone (képone®) ont été mis en évidence dans les espèces analysées, dont des poissons consommés localement. Ce fait est apparu d'autant plus préoccupant que l'usage de cet insecticide, dont la rémanence dans les sédiments se chiffre en siècles voire en millénaires, n'aurait jamais été officiellement homologué en Polynésie française. À la suite de ces investigations, une étude a été développée (Salvat 2012) afin d'estimer l'extension de ces pollutions dans plusieurs organismes-test des récifs coralliens de différents archipels de Polynésie française.

Une contamination ubiquiste de divers organismes majeurs des réseaux trophiques récifaux a été mise en évidence même dans des biotopes reculés comme certains atolls des Tuamotu, où les activités agricoles sont réduites voire inexistantes. La présence d'insecticides organochlorés, en particulier du lindane, est quasi permanente. Particulièrement préoccupante est la présence généralisée de chlordécone dans tous les types d'organismes analysés, notamment les poissons, qui constituent une part importante de la nourriture des populations locales. Par ailleurs, ces recherches montrent une contamination étendue des organismes par les herbicides dérivés de l'acide trichloroacétique, des dérivés des triazines et le diuron, une urée substituée. Cette contamination est inquiétante pour la santé future des écosystèmes coralliens et leur fonctionnement, tout particulièrement pour les coraux hermatypiques fortement dépendants de leur symbiose avec les zooxanthelles, Dinoflagellés du genre *Symbiodinium*. Des travaux antérieurs ont en effet démontré que leur activité photosynthétique pouvait être partiellement inhibée par des concentrations de ces herbicides inférieures à la partie par milliard.

tingue des trois autres par des valeurs de pH plus faibles et des concentrations très élevées en nitrates, ce qui est probablement dû au long parcours de la rivière sur des plaines habitées et cultivées. En termes de qualité bactériologique, les eaux de la baie se caractérisent généralement par des faibles teneurs en *Escherichia coli* et entérocoques, et pour les nutriments, aucun enrichissement majeur n'a pu être observé. Les métaux lourds montrent une concentration plus importante sur les stations situées au fond de baie et sur les stations profondes localisées dans la partie centrale. En revanche, aucun pesticide ou substance active n'est détectable dans les prélèvements de sédiment lagonaire et de rivière.

L'état des peuplements benthiques de la baie (coraux, algues, échinodermes et mollusques) est particulièrement stable depuis les premières prospections en juillet 1998, à l'exception des échinodermes qui ont disparu en 2014 de la station côtière en milieu de baie. On distingue trois zones principales, caractéristique des baies des îles hautes de Polynésie et du Pacifique, en termes de diversité : (i) les stations situées en fond de baie ou dans la zone profonde de la partie centrale, se caractérisant par la quasi-absence d'organismes marins, (ii) les stations côtières vers le fond de baie, peu ou moyennement diversifiées et (iii) les stations situées à proximité de la passe, à diversité relativement élevée pour la plupart des groupes, notamment les coraux. Certains facteurs environnementaux, comme des conditions retrouvées en fond de baie et à certains endroits de la partie centrale et défavorables à l'installation d'organismes (turbidité importante, hyper-sédimentation, dessalure occasionnelle, forte concentration en métaux lourds), peuvent expliquer cette zonation.

Le recouvrement corallien est faible, mais non dégradé, sur toutes les stations de la baie, même sur celles comprenant un plus grand nombre de genres coralliens. Les substrats dominants sont, suivant la localisation de la station dans la baie, la vase (fond et partie profonde), le sable (abondant), les algues (extérieur centre), et la dalle (extérieur).

## État des récifs de l'île de Moorea

Moorea est située à 17 km de Tahiti et de nombreuses connexions existent entre ces deux îles, même si le développement urbain de Moorea est beaucoup moins intense que celui de Tahiti. La population de Moorea a doublé entre 1988 et 2012, passant d'environ 8000 à 16 000 habitants, engendrant ainsi une intensification de la pêche, des dégradations physiques (remblais, extractions, urbanisation du littoral) et des pollutions (eaux usées, agriculture). Moorea constitue donc un site atelier idéal pour suivre l'évolution des récifs coralliens en fonction des pressions anthropiques. Les premiers suivis ont commencé en 1987 à Tiahura et se sont ensuite développés autour de l'île, notamment via le suivi des AMP mis en place en 2004.

### À méso-échelle : autour de l'île

Les perturbations naturelles qui ont touché Moorea entre 2006 et 2010, bien qu'ayant eu un impact très fort sur le recouvrement corallien (Figure 8), ont eu un impact modéré sur les communautés de poissons, qui semblent très résilientes, que ce soit vis-à-vis des perturbations naturelles (Lamy et al. 2015) ou de la pêche (Moreau et al. 2014). Au cours de la dernière décennie qui a connu un épisode *Acanthaster* et un cyclone, la biomasse totale a très peu varié et seuls 30% de la composition en espèces de poissons ont varié au cours de ces perturbations. Au sein de ce faible pourcentage de la communauté touchée, les perturbations ont favorisé les herbivores. Au niveau de la mesure des impacts anthropiques, l'effet positif des réserves du PGEM, mesuré via des analyses BACIPS (before-after control-impact paired series) par le CRIOBE, est dans l'ensemble faible sur les populations ichtyologiques (Moreau et al. 2014). Les AMP ont un effet positif sur les espèces de poissons commerciaux de la côte Est de Moorea, notamment pour le récif barrière, alors que les effets sont négatifs sur la côte Nord. Dans l'ensemble, les effets sont faibles, voire négatifs, pour le récif frangeant, plus exposé au braconnage. En ce qui concerne les invertébrés, les AMP semblent avoir un effet bénéfique sur les bédouilles uniquement, dont la population a augmenté entre 2004 et 2014.

Le recrutement des coraux présente une forte variabilité spatiale (site et profondeur) et interannuelle, avec un pic de recrutement

## LA QUALITÉ DES EAUX DE BAINADE À TAHITI

Le contrôle de la qualité des eaux est suivi depuis 1985 par le Centre d'Hygiène et de Salubrité publique (CHSP) sur les îles les plus peuplées et les plus touristiques (Tahiti, Moorea, Bora-Bora, Raiatea, Maupiti, Hiva Oa, Tubuai, Rurutu et Raivavae). Le réseau de Tahiti, bien structuré, s'organise autour de 54 sites autour de l'île. La répartition entre les sites de catégories Bonne ou Excellente et de catégories Momentanément polluée, Mauvaise ou Insuffisante est équivalente. Les causes de pollution sont l'absence de réseau d'assainissement collectif public dans les zones fortement urbanisées, les rejets non contrôlés d'eaux usées domestiques et industrielles, les rejets non conformes de certaines stations d'épuration autonomes, les exutoires en mer d'eaux pluviales, les apports terrigènes après les fortes pluies, les rejets d'élevages de porcs et de volailles et les déversements d'ordures ménagères dans les rivières et sur les plages.

entre décembre et mars. Des pics de recrutement importants sont observés en décembre 2000 et 2010 sur 2 à 3 sites alors que le taux de recrutement enregistré entre ces deux années est faible. Sur les 14 années de suivi, ces variations interannuelles ne semblent pas être corrélées avec l'occurrence de perturbation majeure, malgré les impacts importants qu'elles peuvent avoir sur les populations d'adultes.

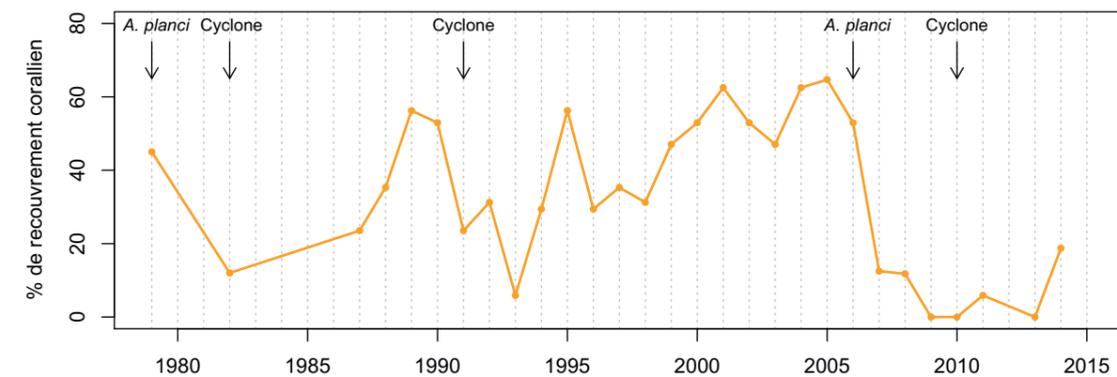


Figure 7 : Évolution du pourcentage de recouvrement corallien le long d'un transect sur la pente externe à Tiahura.

### À micro-échelle : sur le site de Tiahura

La dynamique du recouvrement corallien de Tiahura reflète parfaitement l'effet des perturbations naturelles qu'a subi le récif à l'échelle de l'île ces dernières décennies (Figure 7). La prolifération d'*Acanthaster* en 2006-2009 et le passage du cyclone Oli en 2010 ont fait drastiquement chuter le recouvrement corallien. Le cyclone Oli a suivi la prolifération d'*Acanthaster*, réduisant le recouvrement corallien à moins de 5% sur certains sites. Cependant, les données de 2014 et les observations de terrain de 2015 montrent une reprise forte du corail (20% de recouvrement), avec notamment la fixation de nombreuses colonies de *Pocillopora*.

De même que les résultats à grande échelle issus des analyses du réseau Polynesia Mana, les analyses des données de Tiahura indiquent que certains groupes trophiques de poissons, comme les corallivores et les planctivores, souffrent de la baisse du recouvrement corallien suite aux perturbations naturelles, alors que d'autres, comme les carnivores, en bénéficient. En période de très faible recouvrement corallien (<5% en 2010-2012), la densité de l'ensemble des poissons est faible. La forte présence d'herbivores dans le récif de Tiahura pourrait favoriser la résilience du système face aux perturbations naturelles survenues récemment, notamment en empêchant la prolifération des macroalgues par broutage. La bonne santé actuelle du récif ne signifie pas que les peuplements de poissons comme ceux des coraux sont strictement similaires à ceux de 1983, mais que la structure du récif actuel et de ses peuplements résultent de l'histoire cumulée des

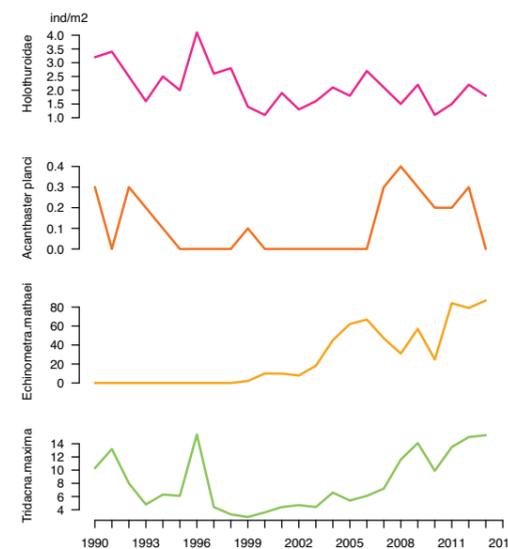


Figure 9 : Évolution de la densité des invertébrés (holothuries, *Acanthaster*, oursins et bédouilles) à Tiahura (suivi ATPP).

perturbations et de la succession des résiliences qui modifient plus ou moins les assemblages au cours du temps. En d'autres termes, chaque perturbation s'ajoute à la précédente pour contribuer à la dynamique à long terme du récif, avec des cycles de fréquence variable.

Le suivi des invertébrés hors corail à Tiahura, dans le cadre de l'ATPP, indique une augmentation des oursins *Echinometra mathaei* dans les années 2000 (Figure 8). Les bédouilles, une espèce consommée localement, étaient en diminution dans les années 1990, mais la mise en place du PGEM et donc de la réserve de Tiahura semble avoir favorisé l'augmentation de leur densité dans les années 2000. On note également la prolifération d'*Acanthaster* au début des années 90 et entre 2006 et 2012.

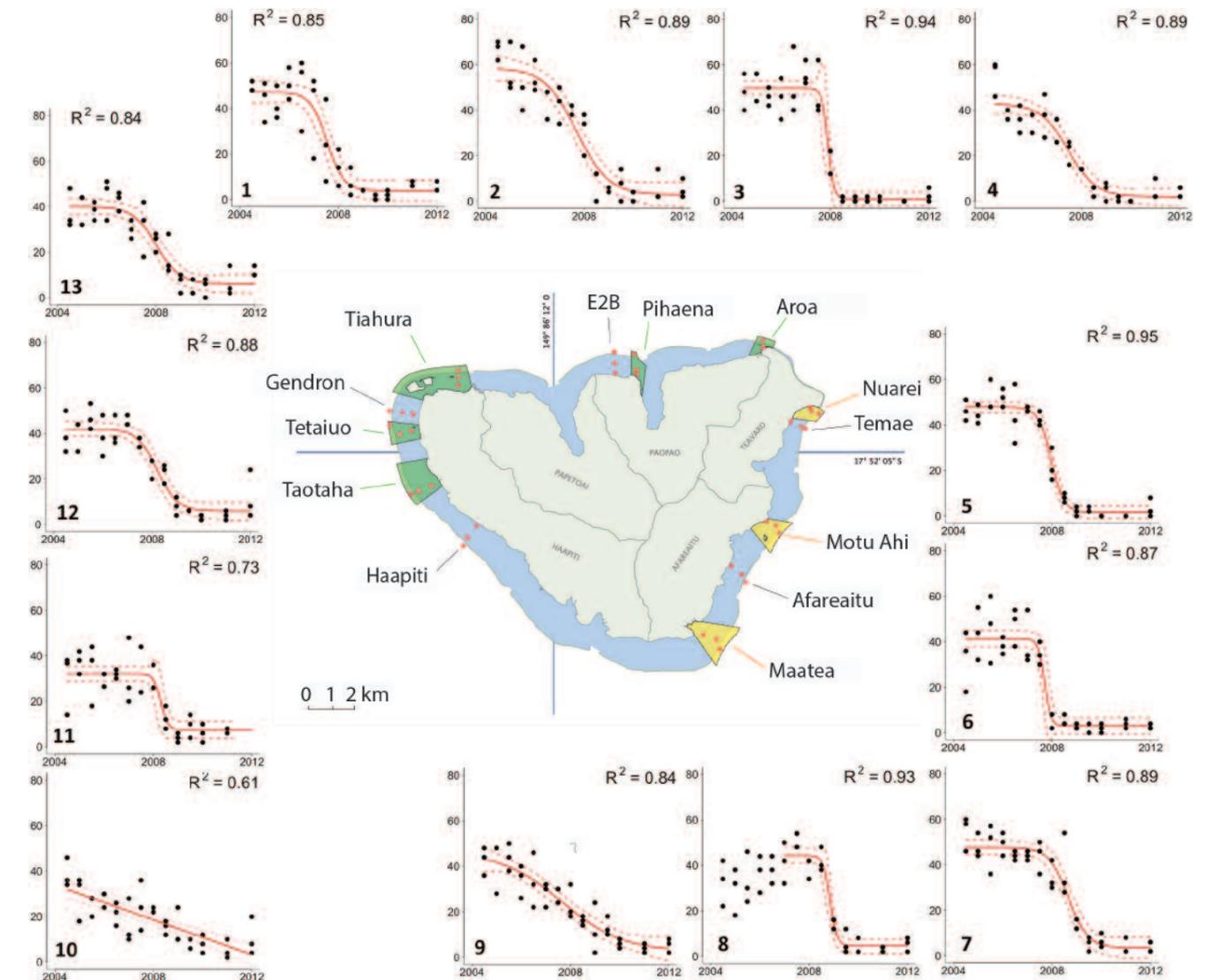


Figure 8 : Évolution du recouvrement corallien dans les 13 sites de suivi AMP autour de Moorea. Les AMP sont colorées en vert (d'après Lamy et al. 2015).



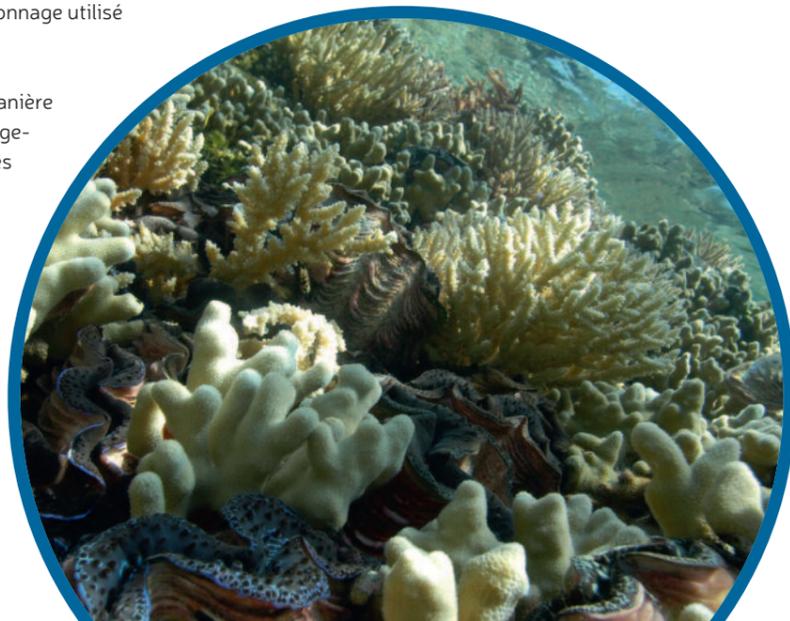
## CONCLUSION

Sur l'ensemble de la Polynésie française, les suivis à long terme du CRIOBE ne mettent pas en évidence de changements marqués en ce qui concerne les pollutions diverses liées aux activités anthropiques, y compris à Tahiti et Moorea où sont concentrés 75% de la population. En effet, la situation environnementale du milieu lagunaire de Tahiti est, selon les méthodes utilisées dans ces suivis et dans la mesure de leurs limites de détection, relativement stable sur la période historique couverte (1987-2015). Cette stabilité est visible tant sur les aspects positifs sur les sites où l'environnement présente des valeurs absolues assez élevées de certaines variables indicatrices (ex : recouvrement corallien), que sur les aspects négatifs, notamment sur les sites situés à proximité des zones urbaines (ex : qualité bactériologique des eaux). Bien qu'il semblerait que les peuplements de poissons des zones soumises à des pressions de pêche soient différents des peuplements de poissons des zones sauvages (Lison de Loma et al. 2009) et qu'une diminution de la diversité et de la densité de poissons ait été observée le long d'un gradient de pression de pêche dans les îles de la Société (Lison de Loma 2009), les suivis actuels ne permettent pas de mettre en évidence des impacts profonds des pressions de pêche sur l'environnement récifal. Seul le suivi AMP de Moorea pourra, à long terme, répondre à cette question de façon précise grâce au plan d'échantillonnage utilisé (intra-réserve et hors-réserve).

En revanche, les suivis permettent de déceler de manière très distincte, sur les variables sensibles, les changements liés aux perturbations naturelles que sont les cyclones et les épisodes de prolifération d'Acanthaster. Ces deux types de perturbation apparaissent comme les deux facteurs majeurs dominant les équilibres récifaux actuellement en place dans les récifs polynésiens. Il est actuellement difficile d'identifier un cycle standardisé pour toutes les îles polynésiennes qui concerne ces perturbations et leurs conséquences sur les récifs, mais ceux-ci apparaissent particulièrement résilients aux destructions induites,

comme en témoignent les dernières données de restauration du recouvrement corallien de 2010 à 2015 à Moorea et à Tahiti.

En conclusion, les récifs présentent donc une bonne santé à l'échelle du pays. Le recouvrement corallien, très variable dans le temps sur les pentes externes et plus stable dans les lagons, est soumis principalement à deux impacts naturels forts (prédation d'Acanthaster et cyclones), qui semblent occulter sur la période des suivis les variations plus lentes (mais aussi plus continues) induites par les perturbations anthropiques. Bien que la politique de gestion environnementale soit encore à un stade précoce, la majorité des îles est encore peu peuplée et donc faiblement soumise aux pressions humaines. Les perturbations anthropiques sont en général plus localisées avec un gradient récif frangeant – pente externe marqué (inverse à celui des deux perturbations naturelles citées plus haut). Ces perturbations sont diversifiées mais il est admis que les 3 principales concernent le trait de côte qui a été massivement modifié ces dernières décennies sur les îles les plus peuplées (Tahiti, Moorea, Îles sous le vent notamment), l'hyper-sédimentation sur les îles hautes qui perturbe le développement corallien et les rejets d'eaux usées qui favorisent le développement algal au détriment de celui des coraux.



## Références bibliographiques

ADJEROUD M, 2007. Baie de Port Phaéton – Tahiti. Bilan environnemental et suivi du milieu. Etude complète de décembre 2006. CRIOBE RA 150. 102p + Résumé 27p.

ADJEROUD M, SALVAT B, 2000. Baie de Port Phaéton. Etude complémentaire sur les rivières. CRIOBE RA 100. 48p.

ADJEROUD M, SALVAT B, 2001. Baie de Port Phaéton. Bilan environnemental. CRIOBE RA 101. 106p + Résumé de 34p.  
ADJEROUD M, SALVAT B, FOMBUENA N, 1998. Baie de Port Phaéton, Bilan environnemental et proposition d'un protocole de suivi. CRIOBE RA 88. Volume principal 124p + Résumé 22p.

ADJEROUD M, SCHRIMM M, SALVAT B, 2002. Baie de port Phaéton – Tahiti. Bilan environnemental et suivi du milieu. CRIOBE RA 102. 101p + Résumé 33p.

ADJEROUD M, SCHRIMM M, SALVAT B, 2003. Baie de Port Phaéton – Tahiti – Bilan environnemental et suivi du milieu. Etude intermédiaire de mars 2003. CRIOBE RA 112. 42p.

ADJEROUD M, SCHRIMM M, SALVAT B, 2005. Baie de Port Phaéton – Tahiti Bilan environnemental et suivi du milieu septembre 2004. CRIOBE RA 129. Volume Principal 87p + Résumé 22p.

ADJEROUD M, SCHRIMM M, SALVAT B, 2006a. Baie de Port Phaéton – Tahiti. Bilan environnemental et suivi du milieu. Etude intermédiaire de décembre 2005. CRIOBE RA 141. 45p.

ADJEROUD M, SCHRIMM M, SALVAT B, 2006b. Baie de Port Phaéton – Tahiti. Synthèse des bilans environnementaux de 1998 à 2005. CRIOBE RA 142. 16p.

ADJEROUD M, BOSSERELLE P, LAGOUEY E, 2009. Baie de Port Phaéton – Tahiti Bilan environnemental et suivi du milieu. Etude complète de novembre 2008. CRIOBE RA 163. Volume principal 101p + Résumé 26p.

ADJEROUD M, LAGOUEY E, LISON DE LOMA T, PENIN L, 2007. Réseau de surveillance du milieu lagunaire de Tahiti. Rapport final. CRIOBE RA 154. 54p.

ADJEROUD M, BOSSERELLE P, LAGOUEY E, LISON DE LOMA T, 2009. Réseau de surveillance du milieu lagunaire de Tahiti – RST 2008- rapport final. CRIOBE RA 165. 58p.

BOSSERELLE P, LISON DE LOMA T, PLANES S, 2011. Réseau de surveillance du milieu lagunaire de Tahiti –RST 2010- Rapport final. CRIOBE RA 179. 63p.

BOSSERELLE P, CHANCERELLE Y, ESPIAU B, PLANES S, 2012. Baie de Port Phaéton- Tahiti. Bilan environnemental et suivi du milieu. Etude complète d'août 2012. CRIOBE RA 186. 110p.

COURAUD M, SALVAT B, 1995. Bilan du réseau territorial d'observation du lagon de Tahiti (R.T.O.). Proposition de poursuite du réseau. CRIOBE RA 61. 96p.

HODGSON G, MAUN L, SHUMAN C, 2003. Reef Check Survey Manual for Coral Reefs of the Indo Pacific, Hawaii, Atlantic/Caribbean, Red Sea and Arabian Gulf. Reef Check, Institute of the Environment, University of California, Los Angeles. French version translated by Caroline Vieux, IFRECOR Polynésie française. 33p.

JOST X, PLANES S, 2015. Etude de l'évolution de la mangrove à palétuvier *Rhizophora stylosa* sur l'île de Moorea. CRIOBE. 56p.  
LAGOUEY E, 2007. Développement du réseau Reef Check Polynésie française. Rapport CRISP.

LAMY T, LEGENDRE P, CHANCERELLE Y, SIU G, CLAUDET J, 2015. Understanding the spatio-temporal response of coral reef fish communities to natural disturbances : insights from beta-diversity decomposition. PLOS ONE | DOI:10.1371/journal.pone.0138696.  
LIAO V, CHANCERELLE Y, PLANES P, 2014. Baie de Port Phaéton-Tahiti. Bilan environnemental et suivi du milieu. Etude complète de juillet 2014. 111p.

LISON DE LOMA T, 2009. Commercial reef fish community structure along an island gradient of contrasting habitats and fishing pressure in the Society Archipelago (French Polynesia), in Proceedings of the Pacific Science Inter Congress: Papeete, Tahiti. [http://intelligence.eu.com/psi2009/output\\_directory/cd1/Data/index.html](http://intelligence.eu.com/psi2009/output_directory/cd1/Data/index.html).



LISON DE LOMA T, CHABANET P, FERRARIS J, GALZIN R, HARMELIN-VIVIEN M, 2009. Long-term spatiotemporal variations in coral-reef fish community structure and fishing at a South Pacific atoll. Aquatic Living Resources 22: 281-290.

MOREAU F, CHANCERELLE Y, GALZIN R, LIAO V, MORITZ C, PLANE S, SIU G, 2014. Les aires marines protégées de Moorea : 10 années de suivi (2004-2014). Rapport CRIOBE, RA204. 154p + Annexes.

PLANES S, BOSSERELLE P, CHANCERELLE Y, 2010. Baie de Port Phaéton-Tahiti. Bilan environnemental et suivi du milieu, étude complète de juillet 2010. CRIOBE RA 175. Volume principal. 110p.

ROCHE H, SALVAT B, RAMADE, F, 2011. Assessment of the pesticides pollution of coral reefs communities from French Polynesia. Revue d'Ecologie de la Terre et de la Vie 66 : 3-10.

SALVAT B, AUBANEL A, ADJEROUD M et al., 2008. Le suivi de l'état des récifs coralliens de Polynésie Française et leur récente évolution. Revue d'Ecologie de la Terre et de la Vie 63, no 1-2 : p.145-177.

Salvat B, Roche H, Berny P, Ramade F, 2012. Recherches sur la contamination par les pesticides d'organismes marins des réseaux trophiques récifaux de Polynésie française. Revue d'Ecologie de la Terre et de la Vie 67 : 129-147.



# Wallis et Futuna

**AUTEURS :**  
 Pauline BOSSERELLE, Karine BRUNET, Enelio LIUFAU, Atoloto MALAU.

## TABLE DES MATIÈRES

|   |    |
|---|----|
| <b>Introduction</b>                                 | 00 |
| <b>Récapitulatif des réseaux de suivi existants</b> | 00 |
| • Réseau de suivi des Récifs                        | 00 |
| • Reef Check  | 00 |
| <b>Evolution de l'état des récifs</b>               | 00 |
| • Suivi benthos                                     | 00 |
| • Suivi ichtyologique                               | 00 |
| <b>Conclusion</b>                                   | 00 |
| <b>Références bibliographiques</b>                  | 00 |

## INTRODUCTION

Le territoire de Wallis et Futuna, d'une superficie terrestre de 145 km<sup>2</sup> et d'une zone économique exclusive qui s'étend sur 300 000 km<sup>2</sup>, est composé de 3 principales îles volcaniques : Wallis, Futuna et Alofi. La population du territoire est estimée à 12 197 habitants en 2013 (source STSEE) dont 8 584 à Wallis et 3 613 à Futuna. Sur Alofi, il n'y a pas d'habitant permanent. Wallis se situe à peu près entre Nouméa à 2100 km au sud-est et Tahiti à 2800 km au sud-ouest. L'île de Wallis est localisée à environ 230 km des îles de Futuna et Alofi, elles-mêmes séparées par un chenal d'une distance de 1,7 km (Figure 1).

L'île de Wallis est une île « basse » avec une superficie de 80 km<sup>2</sup> atteignant une altitude maximale de 151 m au niveau du Mont Lulu et dont le relief général est peu marqué. Wallis est entourée d'une barrière récifale de 63 km de long, entrecoupée par 4 passes (1 au sud ; 3 à l'ouest), encerclant un lagon d'environ 220 km<sup>2</sup> parsemé de 19 îlots d'origines volcanique ou corallienne et de massifs coralliens lagonaires. La profondeur du lagon varie en moyenne entre 10 et 20 m mais peut atteindre jusqu'à 50 m.

Une mangrove discontinue est présente autour de Wallis, représentant entre 14 et 25 hectares (FAO 2007 ; Bhattarai et Giri 2011) sur une longueur littorale totale de 8 km. Cette mangrove, occupant principalement les anses vaseuses de l'île, est composée de 2 espèces : *Brugiera gymnorrhiza* et *Rhizophora samoensis* (Roussel 2007). Trois espèces de phanérogames marines sont présentes à Wallis : *Syringodium isoetifolium*, *Halodule pinifolia* et *Halophila ovalis* (Payri et al. 2002). Elles forment des herbiers très diffus à denses en mélange avec des macroalgues, notamment sur les côtes sud, est et nord de l'île. Leur superficie sur les fonds de 0 à 10 m a été estimée à environ 24 km<sup>2</sup> (Andréfouët et Dirberg 2006). Une succession de 3 espèces du littoral vers le lagon est souvent visible : *Halodule pinifolia*, *Halophila ovalis* et *Syringodium isoetifolium*.

Les îles de Futuna (47 km<sup>2</sup>) et Alofi (18 km<sup>2</sup>) sont dotées d'un relief plus marqué, atteignant des altitudes maximales respectives de 524 m et 417 m, mais ne disposent pas de véritable lagon ni de mangroves ou d'herbiers.

Futuna est entourée d'un récif « frangeant » continu autour de l'île

se composant essentiellement d'un platier récifal de taille variable et d'une pente externe.

Alofi est également entourée d'un même type de récif « frangeant » mais discontinu, certaines falaises donnant directement accès sur l'océan. Il existe également dans la partie nord-ouest de l'île une portion délimitée de récif correspondant à un étroit lagon.

Les récifs de l'ensemble du territoire représentent une superficie importante des habitats marins côtiers. Malgré l'importance des récifs coralliens et écosystèmes associés sur le territoire, il n'existe à l'heure actuelle aucune zone protégée effective. L'exploitation des ressources marines reste pourtant relativement importante sur le territoire, et se fait au travers de pêches commerciales destinées à l'exportation (trocas et holothuries uniquement) ou au marché local, mais aussi à travers des pêches vivrières et artisanales. Pour l'année 2007, l'exploitation des ressources marines à Wallis et Futuna est estimée à 961 tonnes, représentant une valeur économique de 651 millions de Francs pacifiques (Gillett 2009).

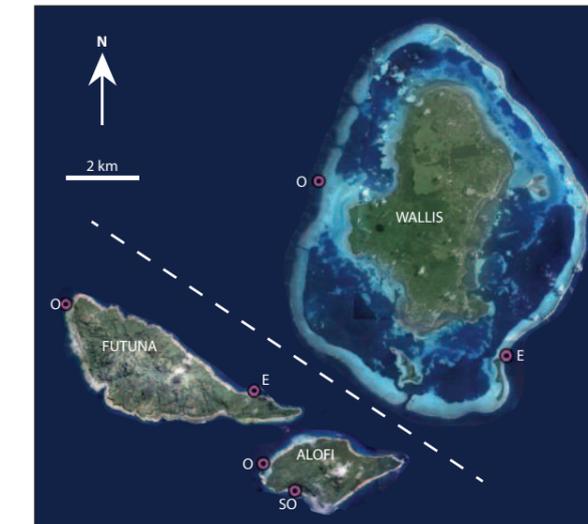


Figure 1: Wallis, Futuna et Alofi et localisation des sites de suivi des récifs (O : ouest, E : est et SO : sud-ouest)

## RÉCAPITULATIF DES RÉSEAUX DE SUIVI EXISTANTS

### Réseau de suivi des Récifs

Le réseau de suivi des récifs coralliens du territoire de Wallis et Futuna a été mis en place en 1999 par le CRIOBE (Centre de Recherches Insulaires et Observatoire de l'Environnement) de Moorea avec 3 sites de suivi situés sur les côtes ouest de Wallis, Futuna et Alofi. Il s'est agrandi en 2002 avec 6 sites de suivi correspondant à l'ajout de 3 sites sur les côtes est (sud-ouest dans le cas d'Alofi) des trois îles. En 2010, un suivi du peuplement ichtyologique a été mis en place sur ces 6 sites de suivis.

Le suivi a d'abord été réalisé par le CRIOBE avec l'aide logistique du Service Territorial de l'Environnement (STE) et progressivement la réalisation de ce suivi a été confiée au STE qui en assure la continuité depuis 2011.

Les méthodes et les objectifs de ce programme de suivi s'intègrent dans les prérogatives du réseau de surveillance mondial des récifs coralliens GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network) et constituent pour la collectivité une action réalisée dans le cadre de l'IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens) et de l'ICRI (International Coral Reef Initiative).

Le benthos est étudié par photoquadrats de 1 m<sup>2</sup> sur une zone prédéfinir de 20 m<sup>2</sup> et par « manta tow », c'est-à-dire par apnées tractées.

Les suivis ichtyologiques sont réalisés par des transects couloirs de 200 m<sup>2</sup> (50m x 40m). Le comptage de la faune ichtyologique au sein de ces transects permet de déterminer l'abondance, la richesse spécifique et l'estimation de la densité ainsi que la biomasse.

### Reef Check

Une Association Reef Check est en place à Wallis depuis 2012. Malheureusement, seules de très rares observations ont pu être établies. Le manque de données et d'informations relatives aux sites de suivis ne permet pas de contribuer à l'heure actuelle à l'évaluation de l'état de santé des récifs de Wallis et Futuna.

## CIGUATÉRA

En 2014, un suivi du risque ciguatérique a été mis en place à Wallis et Futuna en cohérence avec le plan d'action IFRECOR 2010-2015. A l'inverse de nombreux pays de la région, le territoire de Wallis et Futuna n'est qu'occasionnellement touché par des intoxications ciguatériques bien qu'il y ait une consommation importante de produits de la mer. Les nombreuses intoxications survenues au début des années 2010 dans les deux îles ont favorisé la réflexion et la mise en place de ce suivi. L'état initial a consisté en 3 étapes :

- Un volet écologique avec échantillonnage de 14 stations sur Wallis, 7 sur Futuna et 1 sur Alofi. L'échantillonnage se base sur le prélèvement de gazon mixte de recouvrement provenant de coraux morts, suivi d'une analyse fine en microscopie photonique pour l'identification et le comptage des dinoflagellés responsables de la ciguatera (*Gambierdiscus cf toxicus*) ou pouvant être responsable d'autres intoxications.

- Un volet toxicologique avec l'analyse de chair de poissons pour la recherche de ciguatoxines.

- Un volet épidémiologique en partenariat avec l'agence de santé de Wallis et Futuna pour suivre les cas potentiels, faire de la prévention auprès des agents de l'hôpital et des patients et permettre une meilleure synchronisation des services dans les cas éventuels d'intoxication.

Les premières analyses microscopiques ont mis en évidence la présence récurrente de *Gambierdiscus cf toxicus* sur la plupart des stations, mais à des seuils inférieurs à ceux correspondant aux zones d'endémicité ciguatérique. Une dizaine d'autres genres de microalgues ont été enregistrés, dont certains peuvent produire des phycotoxines. Les analyses de chair de poissons prélevées en parallèle démontrent l'innocuité des produits testés.

L'objectif est désormais de suivre à long terme les stations établies lors de l'état initial sur une base annuelle ou biannuelle, afin de suivre l'évolution des densités des microalgues pouvant être impliquées dans des intoxications alimentaires. Ce suivi est particulièrement pertinent dans le contexte du changement climatique et de la dégradation des récifs qu'il implique, car il est possible que les microalgues responsables de la ciguatera prolifèrent et causent plus de cas d'intoxication. Par ailleurs, l'augmentation de microalgues étant en grande partie provoquée par une moindre vitalité des écosystèmes coralliens, le suivi recherche également des causes directement liées à l'activité humaine. Des analyses exceptionnelles (microscopiques ou sur la chair de poissons) pourront être réalisées à la suite d'événements pouvant causer une importante mortalité corallienne et/ou une recrudescence de cas d'intoxication. Dans tous les cas, une collaboration régionale (Institut Louis Malardé de Polynésie Française, Institut Pasteur en Nouvelle-Calédonie et centres de recherches de la région) pourrait être envisagée afin de faciliter les analyses ne pouvant être réalisées à Wallis et faire évoluer le dispositif.

## EVOLUTION DE L'ÉTAT DES RÉCIFS

Le suivi des récifs sur les pentes externes de Wallis, Futuna et Alofi permet de suivre partiellement l'évolution de l'état de santé des récifs du territoire. En effet, Futuna et Alofi ne disposant pas de lagon, le suivi des pentes externes des deux îles est assez bien représentatif des récifs qui composent les deux îles. En revanche, même si quelques études ponctuelles ont pu être réalisées durant les quinze dernières années dans le lagon et même si la majorité des peuplements coralliens sont confinés sur la pente externe, l'absence d'un suivi régulier au sein du lagon de Wallis ne permet pas au suivi de la pente externe d'être pleinement représentatif à l'échelle des récifs de l'île.

### Suivi benthos

D'importantes variabilités de recouvrement corallien et de richesse générique corallienne sont visibles sur une même côte, au sein des mêmes îles et entre les différentes îles du territoire de Wallis et Futuna depuis le début du suivi. Il n'est pas toujours aisé de déterminer les causes des variations de ces paramètres (Chancerelle 2008). En revanche, la diversité corallienne, de Wallis en particulier, est bien connue ; la diversité des coraux durs s'élève à 176 espèces réparties dans 17 familles (Pichon et al. 2007) et s'accorde logiquement avec la position de Wallis dans le Pacifique.

### Recouvrement corallien

#### • Wallis

A Wallis, en 2015, le recouvrement corallien moyen sur la pente externe s'élève à 42 %, la côte ouest disposant d'un recouvrement près de trois fois plus important que la côte est (Figure 2). Ces résultats démontrent que la côte ouest de l'île est en très bonne santé avec un recouvrement en augmentation (d'environ 40 %) depuis 1999, qui s'est stabilisé depuis 2013 à 62 %. La côte est, plus exposée aux vents et à la houle, révèle un recouvrement corallien modéré, en baisse depuis 2002 et atteignant 23% en 2015. Le passage du cyclone Evan en Décembre 2012 et la présence d'un filet du large ayant dérivé sur le site pourraient expliquer la diminution entre les deux derniers suivis.

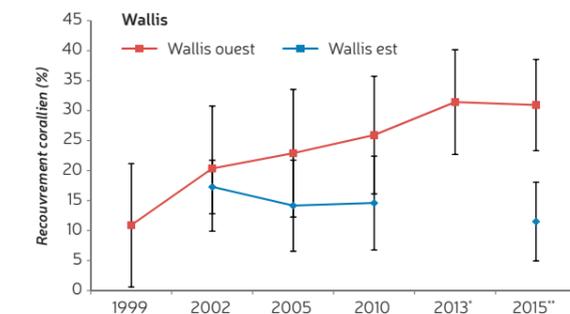


Figure 2 : Evolution du pourcentage de recouvrement corallien sur les côtes est et ouest de la pente externe de Wallis entre 1999 et 2015.

#### • Futuna

A Futuna, en 2010, le pourcentage de recouvrement corallien moyen atteint 9 %, la côte est disposant d'un recouvrement quasi nul suite au passage du cyclone Tomas en mars 2010. Néanmoins, depuis le début du suivi sur la côte est de Futuna, le recouvrement n'a jamais excédé 8 % (en 2005). Sur l'ensemble de la période de suivi, la côte ouest révèle une fluctuation d'ampleur moyenne avec consécutivement baisse, augmentation et nouvelle baisse du recouvrement corallien (Figure 3). Sur cette côte, le recouvrement maximal, à peine supérieur à 20 %, a été enregistré en 2005 et le minimum a été atteint en 2002 avec une va-

leur avoisinant les 12 %. La baisse enregistrée depuis 2005 pourrait également être liée au passage du cyclone Tomas avec une houle n'épargnant aucun des sites de suivi. Ces informations démontrent que l'état des récifs est « moyen à mauvais » sur l'île de Futuna, d'autant que ces derniers sont directement soumis aux pressions anthropiques du fait de l'absence de lagon.

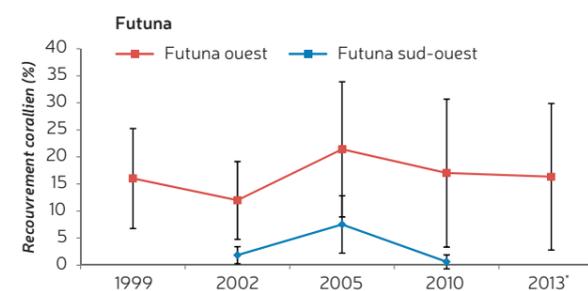


Figure 3 : Evolution du pourcentage de recouvrement corallien sur les côtes est et ouest de la pente externe de Futuna entre 1999 et 2013.

#### • Alofi

A Alofi, en 2010, le pourcentage de recouvrement corallien moyen atteint 15 %. Sur l'ensemble de la période de suivi, la côte ouest révèle une fluctuation d'ampleur moyenne à faible avec consécutivement baisse et augmentation du recouvrement corallien, sensiblement corrélée au schéma de la côte ouest de Futuna (Figure

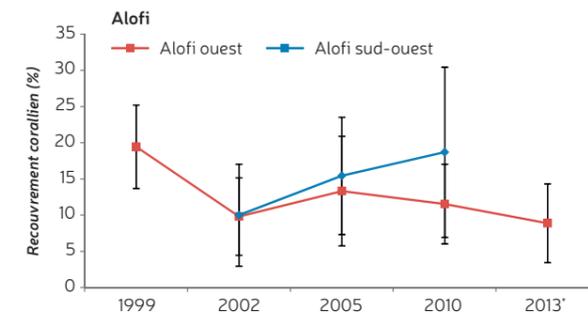


Figure 4 : Evolution du pourcentage de recouvrement corallien sur les côtes est et ouest de la pente externe de Alofi entre 1999 et 2013.

\* Suivi Wallis est non réalisé en 2013. \*\* Suivi Wallis est réalisé en 2011

4). Sur cette côte, le recouvrement maximal a été enregistré en 1999 avec près de 20 %. Le minimum a été atteint en 2013 avec une valeur avoisinant les 9 %. Sur la côte sud-ouest, le recouvrement corallien se traduit par une hausse entre 2002 et 2010 de 10 % à 19 %. Ces informations démontrent que l'état des récifs est sur Alofi, comme à Futuna, d'ordre moyen à mauvais.

### Catégories benthiques dominantes

Le suivi des récifs de Wallis ne distingue pas les différentes catégories benthiques existantes à l'échelle du complexe récifo-lagonaire de Wallis, mais plusieurs études (Wantiez 2000a ; 2000b & 2001 ; Payri et al. 2002 ; Adréfouët et Dirberg 2006 ; Pichon et al. 2007) menées entre 1999 et 2007 ont permis d'appréhender ce paramètre. Il ressort de ces études que la dominance des différentes catégories benthiques est corrélée à l'habitat considéré.

#### • Wallis

**A.** Pente externe et récif barrière : peuplements benthiques largement dominés par les algues calcaires et les coraux vivants,

**B.** Formations lagonaires et récif frangeant : catégories benthiques dominées par le sable, le corail vivant, le corail mort, les débris, la dalle, les coraux mous, les macroalgues et les algues calcaires. L'importance de ces catégories variant largement notamment en fonction de la proximité à la côte, à la barrière et de la géomorphologie associée.

#### • Futuna et Alofi

On retrouve globalement les mêmes catégories qu'à Wallis en combinant les types d'habitats qui ont pu être définis sur le platier et la pente. Une importante variabilité est remarquée, mais il ressort par rapport à Wallis de plus forts recouvrements des substrats abiotiques (dalle, débris et sable) et en algues (endroits localisés), ainsi qu'un recouvrement corallien moins important.

### Richesse générique et composition corallienne

#### • Wallis

La richesse générique (Figure 5) répertoriée au cours du suivi des récifs de Wallis entre 1999 et 2015 suit la même tendance que le recouvrement corallien. En effet, on observe sur la côte ouest une

## SUIVI DES HERBIERS DE WALLIS

En 2014, dans le cadre du TIT ResObs de IFRECOR, un suivi des herbiers de Wallis a été mis en place en partenariat avec Sandrine Job, consultante en biologie marine, sous la coordination de Christian Hily et Fanny Kerninon (LEMAR) (Job et al. 2015). Le suivi a porté sur 3 stations situées au sud (Halalo), à l'est (Mata Utu) et au nord-est (Lano) de l'île. Trois transects linéaires de 50 m (LIT) ont été déployés sur chacune des stations à l'aide d'un penta-décimètre. Cette méthode permet de relever plusieurs paramètres tels que la densité et la fragmentation de l'herbier, ainsi que sa composition spécifique. Sur chacun des transects, 10 quadrats de 0,25 m<sup>2</sup> ont été positionnés tous les 5 m afin d'évaluer le recouvrement de l'herbier, des macroalgues et des cyanobactéries ainsi que la hauteur de canopée de l'herbier et le recouvrement en épiphytes. Trois transects couloirs de 250 m<sup>2</sup> (50 m x 5 m) ont permis de réaliser des comptages de la faune macro-benthique épigée afin d'évaluer leur densité.

Les résultats indiquent que les herbiers marins visités de Wallis sont majoritairement composés de l'espèce *Syringodium isoetifolium*, qui joue un rôle important de stabilisation des fonds et de refuge pour les poissons et les invertébrés. *Halophila ovalis* et *Halodule pinifolia* ont été observées uniquement sur la station de Lano. L'objectif est de réaliser un suivi annuel afin de suivre l'évolution de ces herbiers à partir de ce diagnostic initial. Il conviendra d'adapter en 2015 la méthodologie en fonction des prérogatives établies d'après les résultats finaux de la campagne 2014.



## MANGROVES

Deux espèces de palétuviers sont présentes à Wallis : *Rhizophora samoensis*, qui constitue la majorité des surfaces et l'unique espèce de nombreux massifs, et *Bruguiera gymnorhiza*, dont la présence est plus rare (Loyche-Wilkie et Fortuna 2003). Formant des structures arborescentes de 3 à 4 m de hauteur, la plupart des massifs constituent d'étroits cordons sur le littoral. Les quelques formations plus étendues présentent une zonation caractéristique des forêts de palétuviers, avec les *Rhizophora*, l'espèce à racines échasses, dans la zone de balancement des marées et les *Bruguiera*, l'espèce à pneumatophores, juste au-dessus (Egretaud et al. 2007). On retrouve également quelques formations d'*Acrostichum aureum* en sous-bois (FAO 2005).

Absente de Futuna et d'Alofi, la mangrove n'est présente qu'à Wallis, dans de petites baies protégées et au substrat très fin. Elles sont notamment présentes sur la côte sud-ouest, entre la pointe Mua et Malaetoli, et sur la côte ouest entre Ahoa et Utulea. On en observe également au sein d'une petite dépression dans l'îlot de Faioa (SPREP 2015). Présente à l'état reliquaire sur la côte est (Irz et al. 2012), la mangrove a récemment fait l'objet de campagnes de replantation dans le nord de l'île.

La mangrove représente 8 km de linéaire côtier et couvre une surface de 22,5 ha (Egretaud et al. 2007). Au cours de ces 15 dernières années, sa surface a très fortement diminué, notamment sur la façade est de l'île. Comme dans le reste de l'Outremer, l'aménagement du territoire est en cause : activités agricoles, constructions de logements et d'infrastructures de transport.

richesse générique en augmentation depuis 1999. Sur la côte est, une augmentation est constatée entre 2002 et 2005, suivie d'une stabilisation jusqu'en 2015. En 2015, la richesse générique en coraux vivants est plus de deux fois supérieure sur la côte ouest que sur la côte est alors que ces valeurs étaient équivalentes en 2005. Il est également possible que les variabilités observées ne soient pas uniquement liées aux variations du recouvrement corallien

mais aussi à un biais observateur (succession de 3 observateurs depuis la mise en place du suivi) et d'équipements (matériels photographiques différents pour chaque observateur).

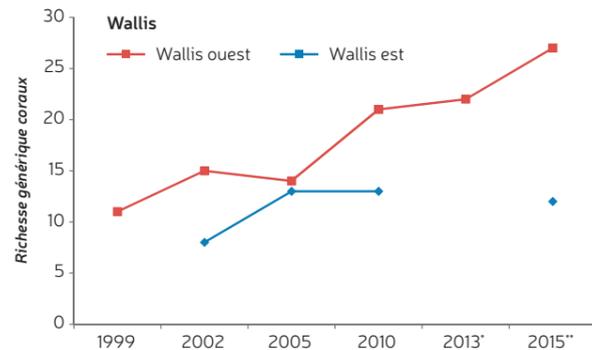


Figure 5 : Evolution de la richesse générique des coraux sur les côtes est et ouest de la pente externe de Wallis entre 1999 et 2015.

Les communautés coralliennes principalement représentées lors du dernier suivi appartiennent aux familles Acroporidae, Poritidae, Merulinidae, Diploastreidae et Pocilloporidae. Il est également à noter la présence de coraux mous sur la pente externe ouest, qui pourrait provenir d'une colonisation récente et dont il n'est fait état dans aucune étude existante (Wantiez 2001 ; Payri et al. 2002 ; Pichon et al. 2007).

### • Futuna

A l'inverse du recouvrement corallien plutôt instable sur la période de suivi considéré, la richesse générique des coraux sur Futuna suit un schéma bien particulier. Sur la côte ouest, une augmentation de la richesse est constatée sur toute la période du suivi tandis que sur la côte est une baisse est observée entre les deux derniers suivis. Si la chute de cette richesse générique s'explique sur la côte est avec le passage du cyclone Tomas en mars 2010 et la quasi absence de coraux vivants sur le site, l'augmentation de la richesse générique sur la côte ouest est complexe à déterminer par le manque de corrélation avec le recouvrement.

\* Suivi Wallis est non réalisé en 2013. \*\* Suivi Wallis est réalisé en 2011

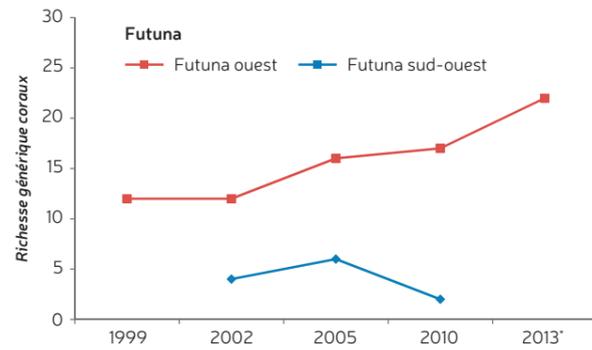


Figure 6 : Evolution de la richesse générique des coraux sur les côtes est et ouest de la pente externe de Futuna entre 1999 et 2013.

### • Alofi

La richesse générique des coraux sur Alofi suit un schéma spécifique qui ne s'accorde pas entièrement avec les données du recouvrement corallien (Figure 7). Sur la côte ouest, les valeurs varient peu sur l'ensemble du suivi et se corrélaient plutôt bien avec les variations du recouvrement corallien. Sur la côte sud-ouest, les valeurs sont similaires à l'autre site de suivi et plutôt stables entre 2002 et 2005. Une baisse importante est ensuite constatée entre 2005 et 2010 malgré une augmentation du recouvrement corallien, ce qui rend son interprétation complexe.

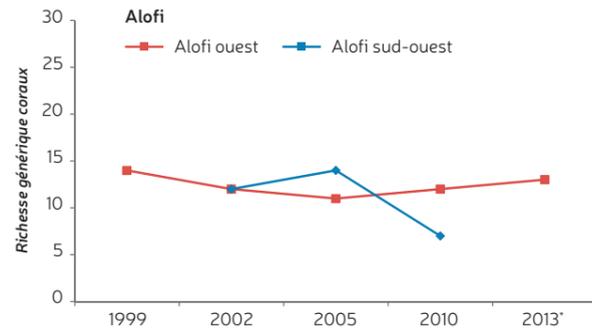


Figure 7 : Evolution de la richesse générique des coraux sur les côtes ouest et sud-ouest de la pente externe de Alofi entre 1999 et 2013.

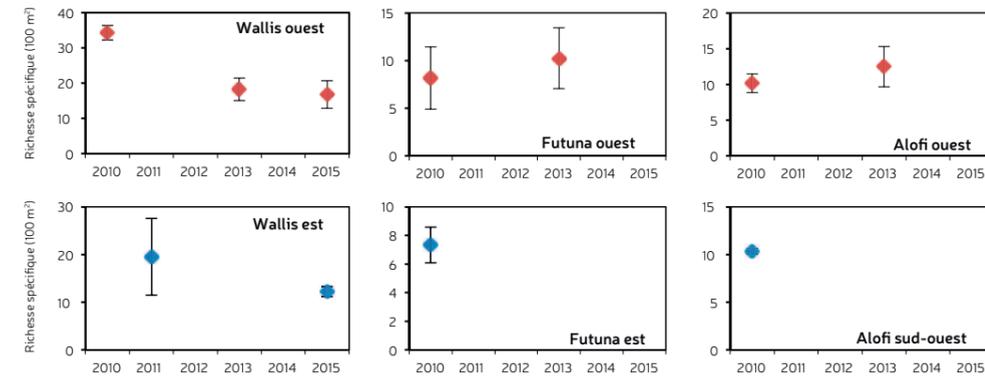


Figure 8 : Richesse spécifique moyenne de chaque campagne de suivi de la faune ichthyologique sur chacun des sites de suivi de Wallis, Futuna et Alofi.

### Suivi ichthyologique

Le suivi de la faune ichthyologique est encore récent sur le territoire de Wallis et Futuna, il est donc un peu tôt pour faire état de l'évolution des peuplements. En revanche, les peuplements de poissons de Wallis sont bien connus. 648 espèces sont réparties dans 79 familles (Williams et al. 2006), ce qui correspond logiquement à la position de Wallis dans le Pacifique, à la frontière des plaques Pacifique et Indo-Australienne représentant deux zones biogéographiques bien délimitées.

### Composition en espèces

Le suivi ichthyologique du territoire a débuté en 2010 sur le site de « Wallis ouest ». C'est lors de cette première campagne que le plus grand nombre d'espèces sur un même site a été enregistré (Figure 8). Depuis ce suivi, le nombre d'espèces relevé a considérablement diminué mais ce fait peut probablement s'expliquer par un changement d'observateur. D'ailleurs, sur les deux derniers suivis, le nombre d'espèces est resté relativement constant. Sur les autres sites, c'est le même observateur qui a réalisé l'ensemble des suivis, et en dehors de « Wallis est » où une baisse est constatée entre 2011 et 2015, la richesse spécifique varie relativement peu. Elle se caractérise par une très légère tendance à la hausse sur Futuna et Alofi ouest. En comparaison avec Wallis, la richesse spécifique sur Futuna et Alofi est généralement plus faible, s'accordant bien avec les plus faibles recouvrements coralliens observés.

Autres\* : Autres familles recensées dont le pourcentage moyen est inférieur à 1% (Balistidae, Blenniidae, Caracanthidae, Carangidae, Cirrhitidae, Gobiidae, Malacanthidae, Monacanthidae, Mullidae, Ostraciidae, Pempheridae, Synodontidae, Tetraodontidae, Zanclidae)

On retrouve, sur l'ensemble des sites et des suivis, une composition des peuplements relativement homogène, avec les familles Acanthuridae et Pomacentridae largement dominantes (Figure 9). Des espèces de différents niveaux trophiques sont observées sur l'ensemble des sites, traduisant un relatif bon équilibre des peuplements.

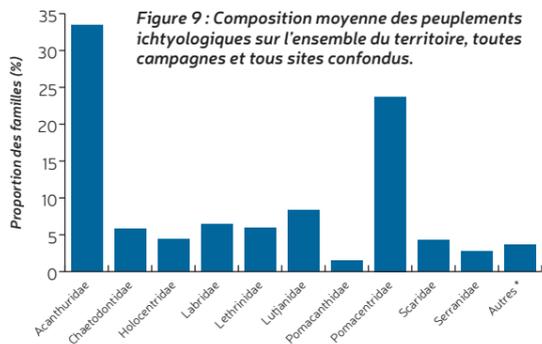


Figure 9 : Composition moyenne des peuplements ichthyologiques sur l'ensemble du territoire, toutes campagnes et tous sites confondus.

### Densité et biomasse des communautés

Au niveau des îles, la densité et la biomasse suivent le même schéma que la richesse spécifique (Figure 10), avec Wallis disposant généralement de plus fortes densités et biomasses que Futuna et Alofi. Les va-

## QUALITÉ DES EAUX

La qualité des eaux de baignade est une préoccupation sanitaire récurrente à Wallis et fait l'objet d'études ponctuelles depuis les années 1980. Depuis 2002, l'observatoire de l'eau du Service Territorial de l'Environnement a mis en place un programme de suivi des eaux de baignade sur Wallis (Irz et al. 2012). 12 à 15 sites répartis sur le littoral de Wallis sont surveillés au moyen de prélèvements d'eau pour rechercher des bactéries (*Escherichia coli* et Entérocoques intestinaux) par filtration sur membrane. En raison d'un manque de moyens, le suivi ne peut se conformer uniquement à la dernière directive sur l'eau et dans ce contexte local le classement des eaux fait référence aux deux directives suivantes :

- Ancienne directive « baignade » 76/160/CEE du 08/12/1975 ;

- Directive européenne 2006/7/CE.

Chaque année, 1 à 4 campagnes de prélèvements sont effectuées, sauf en 2011-2012 par manque de personnel qualifié.

Le suivi révèle que les eaux littorales des sites de Wallis présentent pour la plupart une contamination fécale (Irz et al. 2012 ; STE 2010 ; STE 2014 ; STE 2015), favorisée par des lacunes dans les systèmes d'assainissement et surtout la présence de parcs à cochons en bordure littorale. L'importance de la contamination est très variable dans le temps et dans l'espace. Elle semble dépendante des conditions météorologiques, la pluie pouvant entraîner un déclassement des eaux. A chaque campagne de prélèvements, environ la moitié des sites échantillonnés révèle une qualité « mauvaise » des eaux et l'autre moitié une qualité « moyenne ». Régulièrement, 1 ou 2 sites se distinguent avec des eaux de « bonne » qualité. Par conséquent, en considérant une échelle de temps plus grande, on estime que pour la moitié des sites échantillonnés (au sud de l'île notamment), l'eau de baignade est jugée de qualité insuffisante tandis que dans le reste des cas l'eau est jugée de qualité suffisante.

En revanche, l'hydrodynamisme du lagon (notamment les courants liés aux marées et aux houles) semble lui conférer un important potentiel de dilution des contaminants et joue un rôle épurateur. En effet, les derniers suivis effectués prennent en compte l'éloignement de la côte pour évaluer la contamination et indiquent que dans 100 % des sites prélevés à une distance de 100 m de la côte, l'eau est de bonne qualité (STE 2015). Il est prévu en complément des analyses de Wallis un échantillonnage des eaux de baignade de Futuna pour 2015/2016.

leurs de biomasses et de densités du suivi des pentes externes de Wallis s'approchent de celles enregistrées par Wantiez en 2001 et s'accordent avec celles de Kronen et al. en 2009. En revanche, Futuna dispose de biomasse et de densité assez faibles et qui s'accordent avec le faible recouvrement corallien des récifs de l'île. Les valeurs observées sont plus faibles que celles de Wantiez (2000b) et se rapprochent plus de celles de Kronen et al. (2009).

Les densités et biomasses d'Alofi se situent entre celles de Futuna et celles de Wallis. Etant donné le peu de recul dont on dispose sur ce suivi, il est difficile à l'heure actuelle de dire comment les paramètres de biomasse et de densité évoluent au cours du temps.

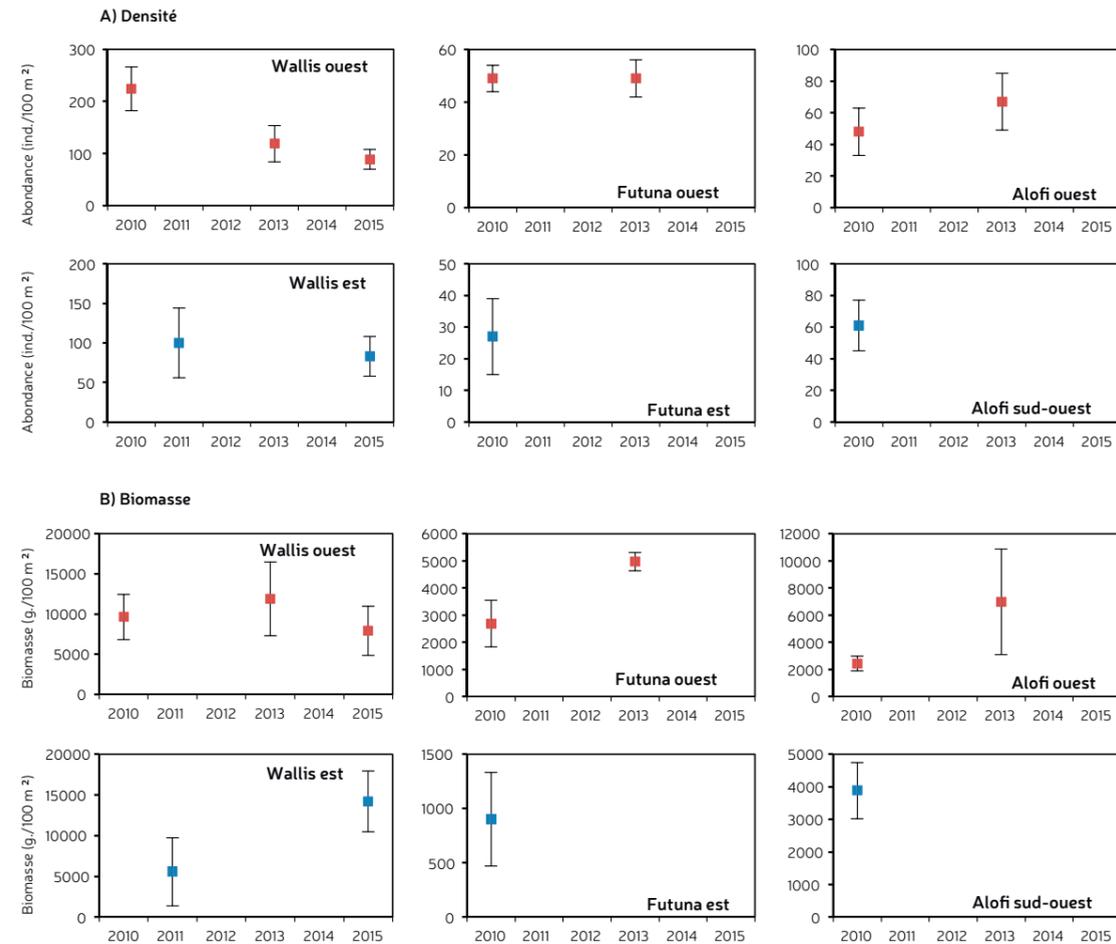


Figure 10 : A) Biomasse et B) densité moyennes de chaque campagne de suivi de la faune ichthyologique sur chacun des sites de suivi de Wallis, Futuna et Alofi.

## CONCLUSION

Globalement, les données du suivi benthos et du suivi ichthyologique indiquent un bon état de santé des récifs à Wallis, un mauvais état de santé des récifs à Futuna et un état de santé moyen à Alofi.

À Wallis, la pente externe est peu exposée aux pressions anthropiques (eaux usées, sédimentation, ...) qui peuvent exister au sein du lagon et avoir un effet néfaste sur les récifs internes, en particulier ceux proches du littoral. À l'inverse, les récifs de Futuna sont directement soumis à ces pressions du fait de l'absence de lagon. La situation d'Alofi n'est pas la même que Futuna, mais l'existence de zones agricoles sur l'île rend les récifs également exposés à certaines pressions (sédimentation notamment). Les deux îles sont également susceptibles de subir un impact plus important des menaces naturelles du fait de l'absence de lagon. Ces raisons sont probablement en partie responsables du recouvrement corallien moins élevé à Futuna et Alofi.

Au cours des deux premiers trimestres 2015, un important épisode de blanchissement corallien a été recensé à Wallis par des plongeurs. Ce dernier a d'abord été cantonné au lagon puis s'est étendu à la pente externe quelques temps. Le taux de mortalité n'a pu être mesuré, il sera sans doute visible dans les résultats de la prochaine campagne de suivi. Aucune information n'a pu être recueillie sur la situation à Futuna et Alofi.

Les peuplements de poissons de Wallis sont comparables à d'autres îles du Pacifique (Wantiez 2001). Malgré le bilan positif de Wallis, l'absence d'individus de grande taille parmi les espèces d'importance commerciale révèle un impact modéré de la pêche, qui semble d'ailleurs plus important dans le lagon que sur les pentes externes (Kronen et al. 2009). Sur Futuna, et sur Alofi de façon moindre, les peuplements de poissons démontrent une faible densité et une faible biomasse. Ceci est à relier au faible recouvrement corallien et à des habitats récifaux peu développés et peu diversifiés, mais aussi à la pression de pêche existante (Kronen et al. 2009).

Afin d'affiner les données existantes du territoire et de rendre ces résultats plus parlants à l'échelle des îles, il apparaît souhaitable de :

- Régulariser davantage le suivi existant sur les trois îles,
- Développer un suivi du lagon de Wallis,
- Pérenniser les ressources et renforcer les compétences locales pour la réalisation des suivis.

## Références bibliographiques

ANDREFOUET S, DIRBERG G, 2006. Cartographie et inventaire du système récifal de Wallis, Futuna et Alofi par imagerie satellitaire Landsat 7 ETM+ et orthophotographies aériennes à haute résolution spatiale. IRD Centre de Nouméa. 56p.

ARVAM-BIOTOP, 2014. Risque ciguatérique dans les îles Wallis & Futuna, évaluation du risque et mise en place d'un plan de surveillance. Mai 2014. 42p.

BHATTARAI B, GIRI, C, 2011. Assessment of mangrove forests in the Pacific region using Landsat imagery. Journal of Applied Remote Sensing 5: 053509-1.

CHANCERELLE Y, 2008. Les récifs coralliens de Wallis et Futuna : suivi biologique, état de santé et perspectives d'avenir. Rev. Écol. 63 : 25-35.

EGRETAUD C, JOUVIN B, FARE H, QUINQUIS B, 2007. PGEM de Wallis, Diagnostic Environnemental. CRISP.

ENGLISH S, WILKINSON C, BAKER V, 1994. Survey manual for tropical marine resources. Asean - Australia Marine Science Project. Australian Institute of Marine Science, PMB No 3 Townsville, MC QLD 4810, Australia.

FAO, 2005. Evaluation des ressources forestières mondiales 2005 – Etude thématique sur les mangroves – Wallis & Futuna. Profil national.

GILLNETT R, 2009. Fisheries in the economies of the Pacific island countries and territories. Mandaluyong City, Philippines. Asian Development Bank. 521p.

IRZ P, MEUNIER A, BLAUWART N, 2012. Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Etat des lieux. Service Territorial de l'Environnement des îles de Wallis et Futuna, Mata Utu. 213p.

JOB S, HILY C, KERNINON F, 2015. Mise en place d'un suivi des herbiers de phanérogames marines à Wallis. Compte-rendu de la mission de terrain réalisée en mai 2014. 38p.

KRONEN M, TARDY E, BOBLIN P, CHAPMAN L, LASI F, PAKOIA

K, VIGLIOLA L, FRIEDMAN K, MAGRON F, PINCA S, 2009. Wallis et Futuna - Rapport de Pays : profils et résultats des enquêtes réalisées à Vailala, Halalo, Leava et Vele (août – décembre 2005 et mars 2006). Programme régional de développement des pêches océaniques et côtières (PROCFish/C/CoFish). Secrétariat général de la Communauté du Pacifique (CPS). 370p.

LOYCHE-WILKIE M, FORTUNA S, 2003. Situation et tendances de l'étendue des zones de mangrove dans le monde – Profil de Wallis & Futuna. FAO.

PAYRI CE, PICHON M, BENZONI F, N'YEURT ADR, VERBRUGEN H, ANDREFOUET S, 2002. Contribution à l'étude de la biodiversité dans les récifs coralliens de Wallis : scléactiniaires et macrophytes. Rapport Atelier Marin Wallis 2002. 54p.

PICHON M, BENZONI F, SEGUIN F, 2007. Contribution à l'étude de la biodiversité dans les récifs coralliens de Wallis : Coraux scléactiniaires. Rapport de mission (14 avril au 3 mai 2007). 34p.

STE, 2010. Rapport d'activité 2010 : LARA. Service Territorial de l'Environnement des îles de Wallis et Futuna, Mata Utu. 30p.

STE, 2014. Rapport d'activité 2014, LARA, Surveillance de la ressource en eau. Service Territorial de l'Environnement des îles de Wallis et Futuna, Mata Utu. 30p.

STE, 2015. Rapport d'activité 2014, LARA, Surveillance de la ressource en eau. Service Territorial de l'Environnement des îles de Wallis et Futuna, Mata Utu. 44p.

Food and Agriculture Organization of United Nations (FAO), 2007. The World's Mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper 153.

WANTIEZ L, 2000a. Expertise biologique du lagon d'Uvea (Wallis et Futuna). Rapport final 1. Les récifs coralliens. LERVEN-Université de la Nouvelle-Calédonie. 47p.

WANTIEZ L, 2000b. Expertise biologique de Futuna et Alofi (Wallis et Futuna). Rapport

final. Le substrat et les poissons coralliens. LERVEN-Université de la Nouvelle-Calédonie. 43p.

WANTIEZ L, 2001. Etude de la structure et du fonctionnement du lagon d'Uvea (Wallis et Futuna). Les poissons du complexe récifo-lagonaire. LERVEN-Université de la Nouvelle-Calédonie. 87p.

WEINBERG S, 1981. A comparison of coral reef survey methods. Bijdragen tot de Dierkunde 51 : 199-218.

WILLIAMS JT, WANTIEZ L, CHAUVET C, GALZIN R, HARMELIN-VIVIEN M, JOBET E, JUNCKER M, MOU THAM G, PLANES S, SASAL P, 2006. Checklist of the shorefishes of Wallis Islands (Wallis and Futuna French Territories, South-Central Pacific). Cybium 30 : 247-260.

[www.sprep.org/Wallis-and-Futuna/wallis-and-futuna](http://www.sprep.org/Wallis-and-Futuna/wallis-and-futuna)





# Clipperton

AUTEURS :  
Mehdi ADJEROUD, Jean-Pascal QUOD.

## TABLE DES MATIÈRES

|   |    |
|---|----|
| Introduction                                      | 00 |
| Les réseaux de surveillance des récifs coralliens | 00 |
| Conclusion  | 00 |
| Références bibliographiques                       | 00 |



## INTRODUCTION

Seul atoll corallien de l'océan Pacifique est, Clipperton (10°18'N et 109°13'W) est éloigné de 1270 km des côtes mexicaines et de plus de 1280 km des premières terres françaises du Pacifique, les Marquises. Découvert en 1711 et anciennement appelé « île de la Passion », Clipperton est un atoll subcirculaire de 10 km<sup>2</sup>, formant une ellipse de 12 km de circonférence dont l'axe nord-ouest sud-est mesure 4 km et l'axe nord-sud, 2 km environ (Figure 1). Seuls 2 km<sup>2</sup> de sa surface sont émergés et constituent un étroit anneau corallien fermé d'une largeur maximale de 400 m et minimale de seulement 45 m. Il délimite un lagon isolé des eaux de l'océan dans lequel se déroulent des réactions géochimiques très particulières, aboutissant à la formation et au dépôt de phosphates et de carbonates. Mis à part le "rocher de Clipperton", formation volcanique de 29 m de haut, le reste de l'île est au ras de l'eau avec une hauteur moyenne de 3 m. Autour de l'anneau émergé s'étend un platier récifal d'une centaine de mètres de largeur sur lequel la mer déferle continuellement. Jusqu'à une profondeur de 15 m environ, la pente externe océanique entourant l'île forme une terrasse sous-marine en pente douce, puis l'inclinaison de la pente devient brusquement plus importante. Clipperton constitue l'extrémité d'une montagne sous-marine dont la base se situe à plus de 2500 m de profondeur.

Avec la Polynésie française, la Nouvelle-Calédonie et Wallis et Futuna, Clipperton est le quatrième territoire français du Pacifique. Avec un statut de « domaine public naturel de l'État français » (arrêté ministériel du 18 mars 1986), Clipperton est placé sous l'autorité directe du Gouvernement, le ministre de l'Outre-mer étant chargé de son administration. Mais par arrêté ministériel du 3 février 2008, le Secrétaire d'état chargé de l'Outre-mer délègue l'administration de l'île au Haut Commissaire de la République en Polynésie française en matière d'autorisation d'accès, d'ordre public et de police administrative, tant sur terre que sur les eaux bordant les côtes. Malgré sa petite taille, Clipperton représente un enjeu majeur pour la France. Conjointement à un enjeu géopolitique, c'est l'intérêt économique qui prime par l'exploitation des ressources halieutiques (thons) et l'éventuelle exploitation des fonds océaniques (nodules polymétalliques sur le plancher océanique), sur une ZEE de 435 000 km<sup>2</sup>.

Clipperton a un climat océanique tropical, avec une température de l'air et de l'eau peu variable tout au long de l'année, comprise entre 26°C et 28°C. L'hiver, de décembre à avril, est considéré comme une saison sèche, sous l'influence des alizés du nord-est. A partir du mois de mai et pendant tout l'été, les vents s'orientent au sud-ouest et peuvent évoluer très rapidement ; les précipitations sur l'atoll sont alors nombreuses et abondantes, parfois violentes. En septembre et octobre, Clipperton peut être touché par les cyclones et les tempêtes tropicales qui sévissent dans le sud-est du Pacifique Nord. L'île est aussi dans la zone d'influence du phénomène El Niño.

L'isolement biogéographique, les conditions environnementales et la quasi-inexistence de perturbations anthropiques directes font de l'atoll de Clipperton un site d'étude tout à fait exceptionnel en écologie récifale, et un territoire à fort enjeu patrimonial tant à l'échelle nationale qu'internationale (Salvat et al. 2008). Clipperton est en effet un des îlots coralliens les plus isolés au monde. Sa position biogéographique particulière, entre la frontière est de la province Indo-Pacifique et les provinces américaines, représente une opportunité unique pour l'étude de la diversité des peuplements coralliens dans le Pacifique. Son évolution à l'écart des continents, et des grands flux migratoires, a potentiellement favorisé des processus de spéciation particuliers.

## PRÉSENTATION DES RÉCIFS CORALLIENS DE CLIPPERTON

Le lagon, historiquement ouvert par deux passes étroites (au sud-est et au nord-ouest), se serait fermé au milieu du XIXe siècle sous l'effet de tempêtes, ce qui a entraîné une évolution régressive de l'écosystème au fil des décennies. D'une profondeur moyenne de 5 m, il comporte plusieurs fosses dont une de 34 m appelée « trou sans fond », visitée et décrite lors de l'expédition 2004/2005 organisée par Jean-Louis Etienne. A l'exception des épisodes de fortes houles et de tempêtes qui submergent la couronne terrestre, le lagon n'est donc alimenté que par les eaux pluviales, ce qui se traduit par des eaux saumâtres, les eaux superficielles étant plutôt douces et celles profondes salées,

acides et anoxiques (Charpy et al. 2009). Si la partie sud du lagon est dominée par des coraux morts, le lagon aurait été couvert à 45 % par des phanérogames (*Ruppia maritima*), lesquelles sont en régression et colonisées par des cyanophycées, bactéries qui profitent largement des nutriments issus du guano. La biodiversité marine est très faible et les 2 espèces de poissons historiquement décrites avaient disparu en 1980. Trois espèces de dinoflagellés ont été identifiées (Couté et al. 2012).

Quelques colonies coralliennes éparses existent sur le platier arasé et parfois exondé. Même dans les zones à fort hydrodynamisme, le front récifal constitué d'algues calcaires encroûtantes ne comporte pas de crête algale élevée comme dans les atolls polynésiens. La pente externe du récif débute par une terrasse sous-marine rainurée en pente douce jusqu'à la profondeur de 15 m. La pente devient ensuite plus importante jusqu'à la profondeur de 60 m où l'on observe une accumulation sédimentaire. Cette pente externe comporte des peuplements de coraux scléactiniaires et d'algues. L'isobathe des 50 m est atteinte à 500 m en moyenne du front récifal et celui des 200 m à quelque 500-700 m plus loin, sauf à l'extrémité nord-ouest de l'atoll où cette isobathe est à plus de 4 km du front récifal (Glynn et al. 1996).

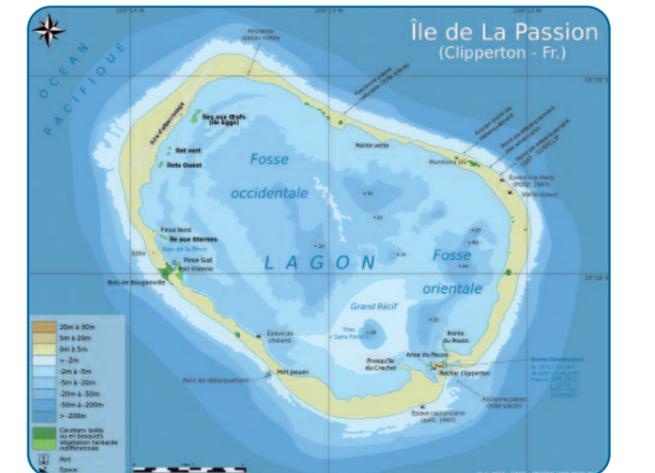


Figure 1 : Carte générale de Clipperton.

La flore et la faune marine de Clipperton ont fait l'objet de nombreuses publications. Lors de la mission de 2004-2005, plusieurs spécialistes ont eu l'occasion de compléter les listes d'espèces existantes et d'établir un bilan actualisé de la biodiversité marine de Clipperton.

Les pentes externes des récifs coralliens de Clipperton sont caractérisées par deux éléments qui les distinguent des récifs du Pacifique central et occidental : un faible nombre d'espèces constructrices et un fort recouvrement corallien du substrat (Glynn et al. 1996 ; Flot et Adjeroud 2009).

En effet, les espèces de coraux, déjà bien inventoriées par plusieurs spécialistes dont Glynn et al. (1996), sont peu nombreuses : 21 espèces réparties en 10 genres. Il existe cependant des doutes sur la validité de 6 espèces de *Pocillopora* qui pourraient se réduire à 2 espèces (Flot et Adjeroud 2009). Cette diversité corallienne reste très faible comparativement aux autres récifs de l'Indo-Pacifique (pour exemple, environ 170 espèces ont été répertoriées en Polynésie française, et plus de 300 en Nouvelle-Calédonie). Toutes les espèces de coraux scleractiniaires de Clipperton sont d'origine Indo-Pacifique. Parmi les taxons présents, seuls quelques-uns (*Porites spp.*, *Pocillopora spp.*, *Pavona minuta* et *P. varians*) sont communément observés et contribuent de manière significative au recouvrement corallien. Dans la partie supérieure de la pente externe (moins de 30 m de profondeur), les relevés quantitatifs indiquent que les coraux les plus fréquents sont *Porites*, *Pocillopora* et *Pavona*. A des profondeurs plus importantes (30 à 60 m), les observations montrent que les espèces *Pavona cactus*, *Tubastrea coccinea* et *Leptoseris scabra* dominent les assemblages (Flot et Adjeroud 2009). Des recouvrements coralliens de plus de 90 % ont été enregistrés sur certains sites. Malgré la faible diversité, ces pourcentages élevés, ainsi que la présence de nombreuses colonies de grandes tailles (donc âgées) semblent témoigner d'une bonne santé des coraux.

Les algues répertoriées de Clipperton sont au nombre de 83 espèces, dont 49 nouvelles pour la région, l'ensemble réparti en 61 % de Rhodophyta, 27 % de Chlorophyta et 13 % d'Ochrophyta. Aucune phanérogame marine n'a été récoltée sur les platiers ou les pentes externes de l'atoll (Payri et al. 2008). Cette flore marine est à 75 % d'origine Indo-Pacifique.

Les mollusques, bien inventoriés auparavant (Salvat et Ehrhardt 1970 ; Emerson 1994) avec un total de 92 espèces réparties en 70 gastéropodes et 22 bivalves, ont à nouveau été étudiés en 2004-2005, avec la prospection d'habitat où vivent des micro-mollusques (Kaiser 2008). Plusieurs familles de gastéropodes ne comportent que des espèces dont la taille adulte est de l'ordre de quelques millimètres et les prospections en ce domaine révèlent une biodiversité extraordinaire, mais bien difficile à identifier faute de taxonomistes compétents pour ces familles. Ainsi, le dernier relevé lors des missions 2004-2005 fait état de 277 espèces dont 37 bivalves, mais dont des dizaines d'espèces ne sont pas déterminées et simplement inventoriées sp.1, sp.2... Les affinités de cette faune malacologique sont partagées entre l'Indo-Pacifique et la région panaméenne.

Les crustacés ont également fait l'objet de prospections intensives lors de l'expédition de 2004-2005, permettant de relever la présence de 32 nouvelles espèces de Décapodes et de Stomatopodes, portant ainsi la richesse spécifique de ces taxa à 95 espèces dont 44 % sont du Pacifique est (Poupin et al. 2008). Cette composition faunistique s'oppose à celle des autres groupes où les représentants de l'Indo-Pacifique sont dominants. On notera que les mêmes taxa sont représentés par 660 espèces en Polynésie française.

Les échinodermes sont au nombre de 28 espèces réparties en 4 classes : Asteroidea (2 espèces), Ophiuroidea (8 espèces), Echinoidea (11 espèces), et Holothuroidea (7 espèces). L'affinité de cette faune est d'origine panaméenne. L'importance des oursins diadèmes (*Diadema mexicanum*) et des holothuries (*Holothuria spp.*) est à signaler. Sur certains sites, la concentration en *Diadema* entre 10 et 12 m de profondeur peut être supérieure à 1 individu au m<sup>2</sup> (Adjeroud 2005).

Les autres groupes d'invertébrés ont été bien moins prospectés. La faune cryptique révèle cependant une abondance particulière des siphoncles (*Aspidosiphon*), qui perforent les squelettes de coraux morts au détriment des annélides polychètes, habituellement dominantes dans ce faciès (voir le site internet de C Jost [www.clipperton.fr/](http://www.clipperton.fr/)), mais toutefois toujours représentées (Solis-Weiss et Alcantara 2009). Glynn et al. (1996) signalent la faible abondance des éponges et des mollusques perforants comparativement à d'autres sites coralliens du Pacifique.

Les poissons se révèlent assez nombreux avec 163 espèces dont 36 % d'Indo-Pacifique, 27 % du Pacifique est, 32 % du circum Pacifique et 5 % d'endémiques (Béarez et Céret 2009). On observe une dominance de poissons prédateurs et de grande taille.

## LES RÉSEAUX DE SUIVI DES RÉCIFS CORALLIENS

Lors de l'expédition scientifique de 2004-2005, il est apparu judicieux que Clipperton intègre le réseau régional « Polynesia Mana ». Avec l'aide du WWF France, 9 stations ont été prospectées, sur 3 sites (site A : 10°17'499"N, 109°13'477"W, site B : 10°18'682"N, 109°12'142"W, site C : 10°18'266"N, 109°14'134"W) et 3 profondeurs (6, 12 et 18 m) autour de l'atoll (Figure 2).

Sur ces stations, seules deux (A12 et B12, situées aux sites A et B à 12 m de profondeur) sont destinées à être intégrées dans le réseau Polynesia Mana. Les prospections quantitatives ont été réalisées avec la méthodologie suivante : les pourcentages de recouvrement en invertébrés benthiques (essentiellement coraux) et en algues (macroalgues, gazons, algues calcaires encroûtantes) ont été estimés le long de 3 transects linéaires de 25 m et marqués tous les 25 cm (100 points par transect). Ces transects ont également permis de déterminer le pourcentage de recouvrement en sable et en débris coralliens. En complément, les échinodermes (échinides et holothuries) ont été dénombrés dans 3 transect-couloirs de 25 m<sup>2</sup> (25 m de long et 1 m de large). Les poissons ont été recensés dans 3 transect-couloirs de 50 m<sup>2</sup> (25 m de long et 2 m de large) situés aux mêmes emplacements que les transects linéaires et transect-couloirs "invertébrés". Une prospection rapide de part et d'autre des stations a permis de déterminer la représentativité des relevés effectués le long de nos transects, en termes de composition spécifique et de recouvrement corallien (Adjeroud et Gonzales Salas 2005).

Concernant les pourcentages de recouvrements coralliens (tous genres confondus), les variations bathymétriques sont sensiblement contrastées entre les trois sites d'étude (Figure 3). Les valeurs maximales sont enregistrées à 18 m (sites A et C) ou 12 m (site B) de profondeur, et les plus faibles valeurs à 6 m (sites B et C) ou 12 m (site A). *Porites* est le genre qui présente les plus forts recouvrements

(jusqu'à 69,3 %), mais *Pavona* et *Pocillopora* occupent des surfaces relativement importantes, souvent supérieures à 10 %. En revanche, *Leptoseris* ne représente qu'une très faible proportion du recouvrement corallien (moins de 1% sur une seule des neuf stations). Les recouvrements en *Porites* et *Pavona* sont généralement plus importants à 12 et 18 m de profondeur qu'à 6 m ; à l'inverse, les colonies de *Pocillopora* occupent des surfaces plus importantes à 6 et 12 m de profondeur.

Les résultats mettent en évidence une forte hétérogénéité spatiale des assemblages coralliens à l'échelle de l'atoll. La répartition des différents genres de coraux, et par conséquent leur abondance et leur recouvrement, varie significativement avec la profondeur et selon les sites. Les schémas de répartition spatiale des trois principaux genres (*Pavona*, *Pocillopora*, *Porites*) sont distincts, et traduisent probablement l'influence de traits d'histoire de vie et de préférences écologiques contrastés. Les forts recouvrements coralliens à certaines stations, ainsi que la présence de colonies de grandes tailles, témoignent d'un milieu récifal en bonne santé et qui n'a vraisemblablement pas subi, au cours de la dernière décennie, de dégradation naturelle majeure telle que cyclones, blanchissements ou explosions démographiques de prédateurs comme l'étoile de mer épineuse (*Acanthaster planci*). Celle-ci est toutefois présente à Clipperton.

## CONCLUSION

Depuis sa découverte, Clipperton a retenu l'attention des scientifiques par son lagon si particulier et par ses peuplements, aussi bien terrestres que marins, essentiellement en raison de l'isolement de l'île et de sa position géographique. Dans le domaine marin, la faune est beaucoup moins riche en espèces que dans les formations coralliennes du Pacifique et révèle une composition aux affinités avec la province Indo-Pacifique et les provinces américaines. Malgré cette faible diversité spécifique, les pentes externes de Clipperton n'en sont pas moins fortement colonisées, avec des recouvrements coralliens importants, du même ordre de grandeur que ceux des atolls du Pacifique ouest. La dernière expédition scientifique de 2004-2005 a permis une étude générale de l'île et les listes faunistiques et floristiques établies lors de prospections précédentes ont été complétées.

Dans le cadre de la surveillance mondiale de l'état des récifs, coordonnée par le GCRMN de l'ICRI, 2 stations de référence ont été mises en place et les caractéristiques de leurs peuplements établies en 2005. L'atoll de Clipperton intègre ainsi « Polynesia Mana », le réseau de surveillance régional du centre et du Pacifique sud-est piloté par la Polynésie française. Les prospections font état d'un récif en bonne santé qui n'a pas subi, au moins au cours de la dernière décennie, de dégradations dues à des phénomènes catastrophiques naturels. Il conviendra de poursuivre cette surveillance par de nouvelles prospections des transects balisés sur les pentes externes, afin d'établir les modifications que subirait l'écosystème corallien dans un contexte d'augmentation de la fréquence et de l'intensité des perturbations aux échelles régionale et globale.

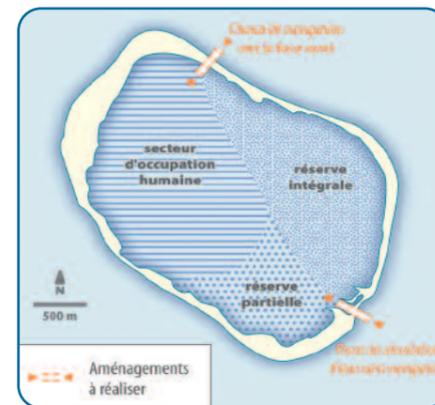


Figure 2 : Localisation des 3 sites d'étude (A, B et C) mis en place sur la pente externe de l'atoll de Clipperton lors de l'expédition de 2004-2005. A chaque site, 3 stations sont disposées à 6, 12 et 18 m de profondeur.

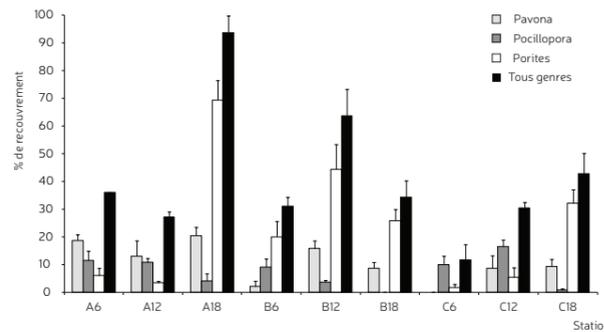


Figure 3 : Pourcentages de recouvrement des principaux genres sur les neuf stations. Les barres d'erreur représentent les écarts-types.

## Références bibliographiques

ADJEROUD M, GONZALES SALAS C, 2005. Surveillance du milieu coralline de l'atoll de Clipperton. Mise en place des stations de suivi et résultat du bilan initial de 2005. RA 133 CRIOBE EPHE, Moorea.

BEAREZ P, SERET B, 2009. Les poissons de Clipperton, in : CHARPY L (ed.). Clipperton : environnement et biodiversité d'un microcosme océanique. Patrimoines Naturels, Muséum National d'Histoire naturelle & IRD Éditions, Paris.

CARRICART-GANIVET JP, REYES-BONILLA H, 1999. New and previous records of scleractinian corals from Clipperton Atoll, eastern Pacific. Pacific Sci. 53(4): 370-375.

CHARPY L, RODIER M, SARAZIN G, 2009. Biogéochimie du lagon de Clipperton, in : CHARPY L (ed.). Clipperton : environnement et biodiversité d'un microcosme océanique. Patrimoines Naturels, Muséum National d'Histoire naturelle & IRD Éditions, Paris.

COUTE A, PERRETTE C, CHOMERAT N, 2009. Three Dinophyceae from Clipperton Island lagoon (eastern Pacific Ocean), including a description of *Peridiniopsis cristata* var. *tubulifera* var. nov. Botanica Marina February 2012 55(1): 59-71.

EMERSON K, 1994. A zoogeographic summary of the marine mollusks of Clipperton island (tropical eastern Pacific). Festivus 26: 62-71.

FLOT JF, ADJEROUD M, 2009. Clipperton, environnement et biodiversité d'un microcosme océanique - Les coraux. Patrimoines Naturels 68 : 155-162.

GLYNN PW, VERON JEN, WELLINGTON GM, 1996. Clipperton Atoll (eastern Pacific): oceanography, geomorphology, reef-building coral ecology and biogeography. Coral Reefs 15(2): 71-99.

JOST C, 2005. Bibliographie de l'île de Clipperton - îles de La Passion (1711-2005). Journal de la Société des Océanistes 120-121 | Consulté le 20 octobre 2012. URL : <http://jso.revues.org/481>.

KAISER KL, 2009. Les mollusques, in : CHARPY L (ed.). Clipperton : environnement et biodiversité d'un microcosme océanique. Patrimoines Naturels, Muséum National d'Histoire naturelle & IRD Éditions, Paris.

PAYRI C, MENOU JL, N'YEURT, 2009. La flore marine du complexe récifal de Clipperton et quelques aspects de la biodiversité et de la géomorphologie marine de l'île, in : CHARPY L (ed.). Clipperton : environnement et biodiversité d'un microcosme océanique. Patrimoines Naturels, Muséum National d'Histoire naturelle & IRD Éditions, Paris.

POUPIN J, BOUCHARD JM, ALBENGA L, CLEVA R, HERMOSO-SALAZAR M, SOLIS-WEISS V, 2009. in : CHARPY L (ed.). Clipperton : environnement et biodiversité d'un microcosme océanique. Patrimoines Naturels, Muséum National d'Histoire naturelle & IRD Éditions, Paris.

SACHET MH, 1962. Geography and land ecology of Clipperton Island. Atoll Research Bulletin 86: 1-134.

SALVAT B, EHRHARDT JP, 1970. Mollusques de l'île de Clipperton. Bull. Mus. Nat. Hist. Nat. 42 : 223-231.

SALVAT B, ADJEROUD M, CHARPY L, 2008. Les récifs coralliens de Clipperton. Revue d'Ecologie (Terre Vie) 63 : 179-18.

SOLIS-WEISS FA, ALCANTARA PH, 2009. Les Annélides Polychètes de la cryptofaune associée au corail mort de l'île de Clipperton, in : CHARPY L (ed.). Clipperton : environnement et biodiversité d'un microcosme océanique. Patrimoines Naturels, Muséum National d'Histoire naturelle & IRD Éditions, Paris.



# Glossaire

**AAMP** : Agence des Aires Marines Protégées

**AMP** : Aires Marine Protégée

**AGRNSM** : Association de Gestion de la Réserve Nationale de Saint-Martin

**ARVAM** : Agence pour la Recherche et la Valorisation Marines

**ATPP** : Agencement Temporel des Populations et des Peuplements

**CFDI** : Coral Fish Diversity Index

**BACIPS** : Before After Control Impact Paired Series

**CITES** : Convention on International Trade in Endangered Species of wildfauna and flora

**COI** : Commission de l'Océan Indien

**COM** : Collectivité d'Outre-mer

**CoReMo** : COral REef MOnitoring

**CPCe** : Coral Point Count with excel extension

**CRIOBE** : Centre de Recherches Insulaires et Observatoire de l'Environnement

**DAF** : Direction de l'Agriculture et de la Forêt

**DCE** : Directive Cadre sur l'Eau

**DEAL** : Direction de l'Environnement et de l'Aménagement

**DMSOI** : Direction de la Mer du Sud de l'Océan Indien

**DOM** : Département d'Outre-mer

**ENSO** : El Nino Southern Oscillation

**ERICOR** : Evaluation des Risques pour les Récifs Coralliens

**GCRMN** : Global Coral Reef Monitoring Network

**GCSM** : Grand Cul de Sac Marin

**IFRECOR** : Initiative Française pour les Récifs CORalliens

**ICRI** : International Coral Reef Initiative

**IDCNP** : Inventaire National des Dispositifs de Collecte de Données sur la Nature et les Paysages

**IFREMER** : Institut Français de la Mer

**INPN** : Institut National de la Protection de la Nature

**IRD** : Institut pour la Recherche et le Développement

**LIT** : Line Intercept Transect

**MNHN** : Museum National d'Histoire Naturelle

**MSA** : Medium Scale Approach

**ODE** : Office Départemental de l'Eau

**CEIL** : Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie

**OMMM** : Observatoire du Milieu Marin Martiniquais

**ONB** : Observatoire National de la Biodiversité

**ORC** : Observatoire des Récifs Coralliens

**PAMPA** : Performance des Aires Marines Protégées et de leurs usages

**PGEM** : Plan de Gestion des Espaces Lagonaires

**PIB** : Produit Intérieur Brut

**PIT** : Point Intercept Transect

**PNEC** : Programme National d'Environnement Côtier

**POP** : Polluants Organiques Persistants

**PRE/COI** : Programme Environnement de la Commission de l'Océan Indien

**RCEA** : Récifs Coralliens et Ecosystèmes Associés

**RCO** : Réseau de Contrôle d'Observation

**RCS** : Réseau de Contrôle de Surveillance

**RESOBS** : Réseaux d'Observation

**RNF** : Réserves Naturelles de France

**RNMR** : Réserve Naturelle Marine de la Réunion

**RORC** : Réseau d'Observation des Récifs Coralliens

**RST** : Réseau de Surveillance Territorial

**RTO** : Réseau Territorial d'Observation

**SIG** : Système d'Information Géographique

**SINP** : Système d'Information sur la Nature et les Paysages

**STSEE** : Service Territorial de la Statistique et des Etudes Economiques

**TAAF** : Terres Australes et Antarctiques Françaises

**TDB** : Tableau de Bord

**TIT** : Thème d'Intérêt Transversal

**UICN** : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

**UNC** : Université de Nouvelle-Calédonie

**UNESCO** : United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

**ZEE** : Zone Economique Exclusive



