



## UNIVERSITE PIERRE ET MARIE CURIE

Mémoire de Master « Mention Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie »

« Spécialité Océanographie et Environnements Marins » Année 2  
Parcours « Anthropisation, Gestion et Conservation des milieux marins »

### **Etat de santé des récifs coralliens de la Martinique d'après les données benthiques des suivis IFRECOR (2001-2009) et mise en place d'un protocole vidéo (application à Bonaire 2010)**

Ewan Trégarot



Responsable de stage : Jean-Philippe Maréchal  
Laboratoire d'accueil : Observatoire du Milieu Marin Martiniquais

Année universitaire : 2009 – 2010

## **Remerciements**

Je remercie grandement Jean-Philippe Maréchal, pour m'avoir permis de réaliser ce stage de Master 2 au sein de l'Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, et de m'avoir invité à participer à la mission à Bonaire. Ce fût pour moi une grande expérience qui me motive à poursuivre dans ce domaine.

Je remercie également ma famille pour m'avoir soutenu tout le long de mes études.

Merci à toutes les personnes travaillant à l'OMMM, salariés, stagiaires, doctorants, ce fût un plaisir de travailler à vos côtés.

Merci à Ramon de Léon, manager du Parc Marin National de Bonaire pour nous avoir accueilli et conseillé sur les sites de plongée à Bonaire.

Merci à Benoit Simon-Bouhet, maître de conférences à l'Université de La Rochelle, et Yann Rousseau, doctorant à l'EPHE de Perpignan pour avoir pris de leurs temps pour m'aider dans une manipulation sous Microsoft Office Excel.

Merci aux clubs de plongée du Marin et de la Batelière, à Pierre Pancarte marin pêcheur au Robert qui sont d'une grande aide pour effectuer les suivis IFRECOR. Le programme IFRECOR Martinique est soutenu financièrement par le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (DIREN Martinique), le Ministère de l'Intérieur, de l'Outre-Mer et des Collectivités Territoriales, le Conseil Régional de Martinique, et l'Union Européenne (FEDER).

## Sommaire

1	Introduction .....	3
1.1	Les récifs coralliens .....	3
1.2	La Martinique .....	5
1.3	IFRECOR .....	6
1.4	Bonaire.....	7
1.5	Objectif du Stage .....	8
2	Matériels et Méthodes .....	8
2.1	Sites d'études .....	8
2.2	Protocole d'étude des communautés coralliennes : Ligne Intercept Transect (LIT)...	9
2.2.1	Analyse de segments de transect .....	10
2.2.2	Analyse des suivis temporels par catégorie benthique.....	11
2.3	Protocole d'étude des communautés coralliennes : Transect Vidéo .....	11
2.4	Protocole d'étude des communautés coralliennes : Point Intercept Transect (PIT)..	12
3	Résultats .....	12
3.1	Evolution de la couverture benthique totale entre 2001 et 2009 .....	12
3.2	Comparaison des segments de transect autour et en dehors des piquets .....	14
3.3	Analyse des suivis temporels par catégorie benthique .....	14
3.4	Mise en place du protocole vidéo .....	17
3.5	Validation du protocole vidéo : comparaison avec LIT .....	17
3.6	Comparaison de la méthode Vidéo et Point Intercept Transect (données Bonaire) ..	17
4	Discussion .....	18
4.1	Protocoles LIT et Transect Vidéo.....	18
4.2	Bilan sur l'état de santé des récifs coralliens en Martinique .....	21
4.3	Bonaire : comparaison entre les méthodes Transect Vidéo et PIT .....	26
5	Conclusion.....	27

6	Références Bibliographiques.....	29
	Annexe 1 : Illustration des décalages horizontaux liés au déroulement du multi-décamètre .....	33
	Annexe 2 : Illustration d'une erreur d'identification probable entre <i>Montastrea faveolata</i> et <i>Montastrea franksi</i> .....	34
	Annexe 3: Illustration des décalages latéraux du bout ( <i>D. labyrinthiformis</i> absent en 2002).....	35
	Annexe 4: Evolution du taux de couverture benthique (en pourcentage) au cours du temps sur les 4 stations IFRECOR Martinique .....	36
	<b>Résumé</b> .....	37

# 1 Introduction

## 1.1 Les récifs coralliens

Les récifs coralliens, les herbiers et la mangrove rassemblent la plus forte biodiversité marine dans le monde. Plus de 500 million de personnes dépendent de ces habitats pour la nourriture, la protection contre les tempêtes, les activités économiques, sociales et culturelles. Leurs ressources et services sont estimés à 375 milliards de dollars chaque année (Obura et Grimsdith, 2009), bien qu'ils représentent moins d'un pourcent de la surface terrestre. Les récifs coralliens constituent des aires d'alimentation, de reproduction, de ponte et de nurserie pour une multitude d'organismes (Moberg et Folke, 1999). Ils ont une importance cruciale dans le maintien de la biodiversité spécifique et génétique marine pour les générations futures.

La plupart des récifs coralliens sont dégradés par des causes d'origine anthropique et naturelle. D'après le statut des récifs coralliens dans le monde en 2008 (Wilkinson, 2008), 19 % de ses récifs coralliens ont disparu ; 15 % des récifs restant risquent sérieusement de disparaître dans les 10 à 20 prochaines années et 20 % de plus sont menacés de disparition dans 20 à 40 ans. Ces estimations ont été réalisées sans prendre en compte les menaces liées au réchauffement climatique, ni les moyens qui pourraient être mis en place afin de préserver efficacement les récifs et leurs ressources. Dans la région Caraïbe, beaucoup de récifs ont perdu 80 % de leurs espèces de corail (Obura et Grimsdith, 2009). Les pollutions terrestres et la surpêche sont considérées comme parmi les principales menaces pesant sur les récifs coralliens. A l'ère du changement global, les récifs font face à de nouvelles pressions liées au réchauffement climatique : stress thermique, émergence de maladies (Hughes *et al.*, 2007). Les récifs coralliens de la région Caraïbe ont subi une transition dramatique au cours des trois dernières décennies, passant d'une dominance corallienne à une dominance algale (Hughes, 1994; McManus et Polsenberg, 2004). Les facteurs à l'origine de ce changement sont probablement une combinaison de perturbations naturelles (cyclones, maladies) et anthropiques (surpêche, eutrophisation) agissant en synergie. Dans la région Caraïbe, le déclin de la couverture corallienne a débuté à la fin des années 1970 avec la perte majeure (- 90 %) des coraux bioconstructeurs des espèces *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) et *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) dû à la maladie de la bande blanche (Alvarez-Filip *et al.*, 2009). La pression de pêche a considérablement diminué les stocks de poissons prédateurs, les poissons herbivores étant devenus, dès lors, la cible des pêcheurs. La diminution des densités de poissons herbivores a donné aux oursins *Diadema antillarum* (Philippi, 1845) le statu

d'herbivore clé en milieu corallien caraïbe. Cependant, en 1982 et 1983 une épidémie (pathogène) a décimé les populations (jusqu'à 99% pour certaines régions de Caraïbes (Lessios *et al.*, 1984). Les densités d'herbivores ayant atteint un seuil critique, les algues brunes ont colonisé les milieux récifaux et sont devenues majoritaires. Leur niveau de densité limite le recrutement corallien (Nyström *et al.*, 2000). Les problèmes de dégradation des eaux côtières, notamment l'enrichissement par les nitrates et les phosphates conduisant à un état d'eutrophisation des masses d'eau, ont fortement contribué au développement des populations algales (Lapointe, 1997). L'occurrence des maladies affectant les coraux a progressé depuis les années 1980. Elles représentent une des causes contemporaines majeures de la perte en biodiversité et de la diminution de la couverture corallienne (Harvell *et al.*, 1999; Rosenberg et Loya, 2004). La région Caraïbe est considérée comme un point chaud pour les maladies du fait de la virulence et de la dispersion rapide des pathogènes. Le nombre d'espèces affectées et l'émergence de nouvelles maladies en témoignent (Bruckner, 2002).

Les traits historiques de dégradation des récifs sur plusieurs milliers d'années, notamment dans le bassin Caraïbe, ont fourni un outil puissant pour expliquer comment et pourquoi l'état de santé des écosystèmes s'est dégradé (Pandolfi *et al.*, 2003). Il permet également de prédire leurs futurs états de santé. Les simulations permettent aux gestionnaires d'anticiper le déclin des écosystèmes coralliens. Les options de management seront différentes selon les régions, mais un but commun de conservation et de protection est essentiel pour renverser la situation actuelle de dégradation. Mis à part la sévérité de certaines menaces telles que la pollution, les maladies, les blanchissements, les résultats de Pandolfi *et al.* (2003) ont montré que les écosystèmes coralliens ne survivraient pas plus de quelques décennies à moins que des mesures drastiques pour protéger les récifs de l'exploitation humaine ne soient très rapidement prises.

Plusieurs projets de protection des récifs coralliens ont été initiés au cours des 30 dernières années. Ce sont principalement des réserves marines (i.e. Saba, Bonaire, Belize, Bahamas...) interdisant ou contrôlant la pêche et la plongée sous-marine (Halpern, 2003). Mais ces mesures n'ont pas été suffisantes pour renverser la tendance régionale au déclin. Les mesures de protection mondiales doivent être améliorées et leurs mises en place doivent être rapides et coordonnées pour espérer voir une amélioration de l'état écologique des récifs coralliens (Hughes *et al.*, 2003).

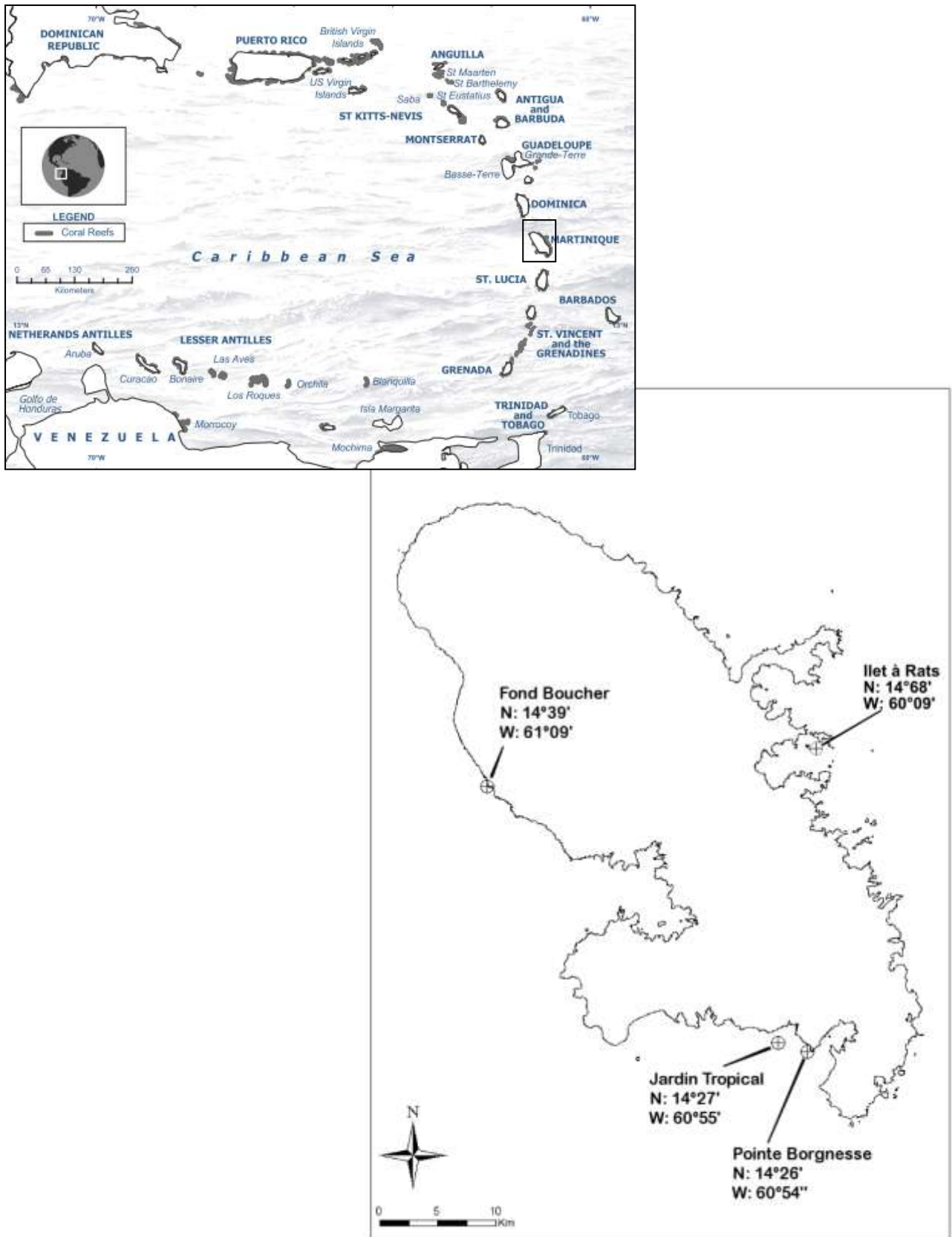


Figure 1 : Ile de la Martinique et la localisation géographique des sites du suivi IFRECOR.

Le changement climatique global peut avoir des conséquences sévères sur l'état des récifs coralliens. L'augmentation de la concentration atmosphérique en dioxyde de carbone, principal acteur du réchauffement climatique et de l'acidification des océans (Orr *et al.*, 2005; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007), peut modifier la disponibilité en carbonate de calcium nécessaire à la formation du squelette calcaire des coraux, diminuant fortement la biominéralisation. La fréquence et l'intensité des cyclones risquent d'augmenter dans certaines régions, réduisant la période de récupération des récifs entre deux évènements climatiques majeurs. Enfin, une augmentation de la température de l'eau, estimée à + 2°C pour 2050 – 2100 (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007) seraient dramatique pour les coraux, favorisant les épisodes de blanchissement et les maladies qui ont déjà augmenté en fréquence et en amplitude (Hughes *et al.*, 2003).

## **1.2 La Martinique**

La Martinique est une île d'origine volcanique (Montagne Pelée : 1396 m) de l'archipel des Petites Antilles, au sud de l'île de la Dominique et au nord de l'île de Sainte-Lucie, entre les latitudes 14° 50' N et 14° 23' N et à la longitude moyenne de 64° 12' W. La population est estimée à 403 000 habitants (source INSEE) en 2007. Un tiers des habitants vivent sur le littoral. L'économie générale repose essentiellement sur le secteur tertiaire, le secteur primaire (culture de la banane et canne à sucre) représente néanmoins une part importante de l'économie martiniquaise. La pêche et le tourisme dépendent énormément de l'environnement marin et de sa qualité mais participent à sa dégradation. La plongée sous-marine est une activité à fort intérêt économique en Martinique, 36 clubs sont présents, principalement sur la côte Caraïbe. En 2004, le nombre de plongées était estimé à 160 000 par an sur 107 sites répertoriés. Certains sites sont très peu fréquentés (10 plongées par an) mais pour d'autres la fréquentation dépasse largement les seuils recommandés dans la littérature compris entre 4 000 et 6 000 plongées par an (Barker et Roberts, 2004) avec 10 000 plongées par an (LeBihan, 2007; Legrand *et al.*, 2008).

L'environnement marin local est menacé par de multiples activités. La pollution agricole comprend les cultures de la banane (11 000 ha plantés) et de la canne à sucre (3 000 ha) qui constituent les deux plus grosses sources de pollutions phytosanitaires par l'utilisation massive d'engrais et de pesticides. Les terres agricoles comptent au total 33 000 ha. Les élevages de volailles et de porc sont à l'origine de rejets d'azote, de phosphate et de matière en suspension (MES). Les cours d'eau sont pollués par ces ruissellements et rejets, atteignant des niveaux très élevés en nutriments. Les distilleries et l'unique sucrerie de Martinique sont



également source de matière organique, d'azote, de phosphate, mais aussi de rejets acides et d'eau chaude. La pollution industrielle (raffineries, aéroport, port de commerce, trafic automobile, batteries, métallurgie, antifouling) libère dans l'environnement des hydrocarbures et des métaux lourds (Hg, Pb, Cd, Zn...). La présence de ces micropolluants à des concentrations importantes est inquiétante, notamment dans les baies (Marin, Fort de France, Robert). Les activités domestiques sont à l'origine de pollutions aux détergents, rejets d'eaux usées non traitées (bactéries fécales), matière organique (MO) et macrodéchets, véhiculés par les eaux de ruissellement et les lixiviats de décharges. Les dispositifs d'épuration individuels et collectifs ne sont pas toujours aux normes. L'extraction de minerai des carrières, l'urbanisation et les aménagements du littoral entraînent beaucoup de MES dans le milieu marin (Brugneaux *et al.*, 2004; Legrand *et al.*, 2008).

Face aux menaces présentes en Martinique, des mesures de protection des récifs coralliens doivent être prises. Il est alors indispensable de bien connaître l'écosystème à protéger et d'avoir un suivi temporel de leur état de santé.

D'après l'étude des biocénoses benthiques de la Martinique (OMMM, 2009), plus de 80 % des communautés coralliennes sont en mauvais état écologique, dont 44 % très dégradées. 19 % sont en bon état et quasiment aucune communauté corallienne en très bon état de santé n'a été répertoriée (0,4 %). Les récifs coralliens de Martinique sont composés à 52 % de communautés coralliennes sur roche, le reste étant des communautés coralliennes bioconstruites. Au total, ce sont 5 587 ha de récifs coralliens qui entourent l'île de la Martinique de 0 à 50 m de profondeur.

### **1.3 IFRECOR**

L'IFRECOR (Initiative Française pour les REcifs CORalliens) est une initiative nationale dont l'objectif est de mettre en œuvre les recommandations de l'ICRI (International Coral Reef Initiative) à l'échelle des DOM-TOM. L'ICRI est un réseau international de coopération sur les problématiques liées à la protection et à la gestion des milieux coralliens. Né de la volonté conjointe de 8 états fondateurs, dont la France, l'ICRI regroupe actuellement 80 pays membres.

L'IFRECOR est portée par les Ministères chargés de l'environnement et de l'Outre-mer, cette initiative a été engagée en 1999. Un comité national, qui rassemble des représentants des différents ministères, des scientifiques, des élus, des associations et des collectivités territoriales, se réunit tous les ans pour faire le bilan des actions menées dans chacun des



Figure 2 : Localisation géographique de l'île de Bonaire et des 10 sites d'échantillonnage lors de la mission d'avril 2010.

départements d'Outre-mer. Chaque région concernée par la protection des récifs coralliens constitue un comité local. La mise en place du réseau national IFRECOR s'est traduite en Martinique par la constitution d'un comité local et la création de l'OMMM (Observatoire du Milieu Marin Martiniquais), association dédiée à l'élaboration et à la mise en œuvre du plan d'actions local. Les programmes de suivi à long-terme des communautés benthiques sont la méthode la plus recommandée pour analyser les changements temporels des communautés dans les récifs (Ramos *et al.*, 2010).

#### **1.4 Bonaire**

Toute la Caraïbe n'est pas touchée de manière égale par le déclin de l'état de santé des coraux. L'île de Bonaire est un exemple en terme de protection des récifs. Sa position géographique et ses caractéristiques démographiques sont également en faveur d'un bon état général de l'écosystème corallien.

Bonaire est localisé dans le sud de la Caraïbe, environ 80 km au nord du Venezuela. Cette île fait partie des Antilles néerlandaises. La côte sous le vent comporte un grand récif frangeant et est l'une des plus belles destinations pour la plongée sous-marine en Caraïbe. La population est de 15 000 habitants, l'île fait environ 35 km de long, la pression anthropique est relativement faible en comparaison avec la Martinique. Le tourisme, principalement concentré sur la plongée sous marine, est l'activité économique majeure de l'île. Les récifs coralliens de Bonaire font parti des plus sains en Caraïbe avec un fort taux de couverture corallienne et une biomasse importante en poissons (Wilkinson, 2008). Cette qualité environnementale est due aux efforts de conservation et de gestion du Parc Marin National de Bonaire. Etabli en 1979, le parc entoure l'île du niveau de marée haute jusqu'à 60 m de fond (Parsons et Thur, 2008). Des mouillages fixes permettent aux bateaux de s'y attacher et éviter les dégâts causés par les ancres. A l'intérieur du parc, deux réserves intégrales, dans lesquelles la plongée est strictement interdite et réservée exclusivement aux recherches scientifiques, ont été implantées. La communauté de pêcheurs est réduite et leur activité est très contrôlée, la chasse sous-marine est strictement interdite. En plus de ces mesures de protection, Bonaire se trouve en dehors de la route des cyclones, favorisant la récupération des récifs entre deux cyclones. La période de blanchissement en 2005 a faiblement touché les récifs de Bonaire, et les coraux ont rapidement récupéré de ce phénomène.

Bonaire fait tout de même face à plusieurs problèmes tels que l'eutrophisation, le braconnage, la pratique intense de plongée sous marine, la sédimentation, la création de plage artificielle etc.

## **1.5 Objectif du Stage**

L'objectif est d'analyser les données des peuplements benthiques recueillies depuis 2001 sur les quatre stations IFRECOR en Martinique pour suivre l'évolution de l'état de santé des récifs coralliens. Une attention particulière a été portée sur des zones de transect fixe, qui ne sont pas sujettes aux variations liées au déplacement du cordage.

Le protocole actuellement utilisé présentant plusieurs limites du point de vue du traitement statistique des données et du nombre de réplicats, un nouveau protocole utilisant la vidéo HD pour limiter les biais observés avec le protocole Ligne Intercept Transect a été mis en place, testé et normalisé.

Enfin, une mission à Bonaire s'est déroulée du 16 au 30 avril 2009. Les méthodes Point Intercept Transect et Transect Vidéo ont été utilisées pour évaluer la communauté benthique et comparer les méthodes.

Plusieurs questions émergent :

*Y-a-t-il des segments de transect stables dans le temps pour lesquels seules des variations naturelles du peuplement sont observées ?*

*Comment déterminer le nombre d'images et de points aléatoires suffisant pour avoir un bon aperçu de la communauté benthique ?*

*Y-a-t-il des différences significatives observées entre les deux protocoles tant sur la couverture corallienne que sur la richesse spécifique en corail ?*

## **2 Matériels et Méthodes**

### **2.1 Sites d'études**

Dans la région Caraïbe, la biodiversité maximale des communautés coralliennes est située entre 10 et 20 m de profondeur, tranche bathymétrique qui constitue également la zone de peuplement la plus homogène des récifs. L'échantillonnage systématique de cette zone est préconisé dans les différents protocoles d'études des récifs coralliens (Bouchon *et al.*, 2003),

Tableau 1: Caractéristiques des 4 sites de suivi IFRECOR en Martinique

<b>Station</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Profondeur d'échantillonnage</b>	<b>Date d'installation</b>	<b>Type géomorphologique</b>
<b>Pointe Borgnesse</b>	14°27'	60°54'	10,3m	Novembre 2001	pente externe récifale
<b>Fond Boucher</b>	14°39'	61°09'	8,5m	Novembre 2002	substrat volcanique
<b>Ilet à Rats</b>	14°68'	60°09'	4m	Novembre 2003	pente externe récifale (bioconstruit)
<b>Jardin Tropical</b>	14°27'	60°55'	12m	Novembre 2004	pente externe récifale (bioconstruit)

afin de faciliter les comparaisons entre sites. Un réseau de 4 stations (Figure 1) de suivi de l'état de santé des récifs coralliens a été progressivement mis en place entre 2001 et 2005 (Tableau 1), en collaboration avec l'Université des Antilles et de Guyane (UAG). Cette profondeur correspond à un compromis alliant diversité benthique élevée et durées de plongée sans paliers de décompression (Bouchon *et al.*, 2003).

## **2.2 Protocole d'étude des communautés coralliennes : Ligne Intercept Transect (LIT)**

Le protocole de suivi de l'état de santé des écosystèmes récifaux de la Martinique repose sur les protocoles GCRMN - Global Coral Reef Monitoring Network (Hill et Wilkinson, 2004) - et CARICOMP - Caribbean Coastal Marine Productivity Program (Linton et Fisher, 2004) - modifiés par Bouchon *et al.* (2003). Deux campagnes de suivis sont réalisées chaque année pour tenir compte des variations saisonnières des communautés récifales (Bouchon-Navaro, 1997) saison sèche et saison humide. Quatre sites sont échantillonnés en Martinique : Pointe Borgnesse, Fond Boucher, Ilet à Rats et Jardin Tropical.

Pour évaluer les peuplements benthiques, les campagnes d'échantillonnage sont réalisées en plongée sous-marine avec scaphandre le long de transects permanents (matérialisé par un cordage) de 60 m (1 par site) marqués par des multi-décamètres. Un binôme de plongeurs aligne un multi-décamètre sur 30 m, un deuxième binôme prend le relais et aligne le deuxième multi-décamètre à la suite du premier, sur 30 m. Lorsqu'un plongeur déroule un multi-décamètre, son binôme l'attache avec le transect permanent à l'aide de pinces. Tous les organismes benthiques sessiles interceptés par le cordage sont identifiés par grands groupes systématiques et/ou jusqu'à l'espèce si possible. Le pourcentage de recouvrement est donné par le rapport entre la longueur occupée par chaque organisme sous le cordage, en projection verticale, et la distance totale échantillonnée. Les peuplements de poissons sont évalués par ailleurs par un autre binôme de plongeurs, mais ces données ne concernent pas l'objet de ce stage et ne sont pas intégrées à ce rapport.

La diversité biologique en coraux est calculée à partir du nombre total d'espèces identifiées sur le transect.

L'indice de biodiversité corallienne de Shannon (H') a été calculé selon la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=S} \frac{n_i}{N} * \log_2 \left( \frac{n_i}{N} \right)$$

H' : Indice de Shannon

$n_i$  : le nombre de points correspondant à l'espèce i

N : le nombre de points total correspondant aux coraux

Les données benthiques des suivis IFRECOR présentent la position de l'organisme le long du transect (en cm), la longueur interceptant le transect, l'espèce identifiée (ou le groupe taxonomique) et un code correspondant à la catégorie benthique de l'espèce. A partir de ces données, le pourcentage de recouvrement de chaque espèce et de chaque catégorie benthique sont calculés.

Pour voir si des segments de transect étaient stables dans le temps, les données ont été réorganisées pour avoir une vision complète du transect, centimètre par centimètre (de 1 à 6 000 cm pour un transect de 60 m). Les transects échantillonnés à chaque campagne ont été alignés l'un à côté de l'autre pour analyser l'évolution de la communauté benthique au cours du temps.

Une inspection visuelle a été réalisée dans un premier temps en repérant les organismes benthiques qui apparaissent suivi après suivi, puis un coefficient de similarité (Bray-Curtis) a été calculé selon la formule suivante :

$$BC = 100 * \left( 1 - \frac{\sum_{i=1}^{6000} |x_i - y_i|}{\sum_{i=1}^{6000} x_i + y_i} \right)$$

BC : Coefficient de similarité de Bray-Curtis

x et y : les deux échantillons à comparer (saison ou année)

i : la position en centimètre sur le transect (60 m = 6 000 cm)

### 2.2.1 Analyse de segments de transect

Les coefficients de similarité de Bray-Curtis ont été calculés pour des segments de 2 mètres autour des piquets et des segments de 2 mètres pris au hasard en dehors des piquets. Selon l'hypothèse qu'autour des piquets, le transect, matérialisé par un cordage, est moins sujet aux mouvements latéraux liés au courant et au repositionnement après nettoyage, les coefficients

de similarité de Bray-Curtis devraient être supérieurs à ceux calculés pour les segments en dehors des piquets. Dix zones de piquets et 10 zones hors piquet de 2 m ont été sélectionnées sur le site Jardin Tropical et alignées bout à bout. Leurs coefficients de similarité calculés entre deux années consécutives ont été comparés avec un test non-paramétrique de Mann-Whitney ( $\alpha=0,05$ ). La même analyse a été faite sur les données du site Pointe Borgnesse où 6 segments de piquets et 6 segments hors piquets ont été retenus.

Les transects ont également été fractionnés en segments de 10 m et 5 m. Pour chaque segment, les coefficients de similarité ont été calculés entre deux années consécutives pour rechercher si des segments de transect présentaient un fort coefficient de similarité au cours du temps.

### 2.2.2 Analyse des suivis temporels par catégorie benthique

Des Analyses en Composantes Principales (ACP) et des Classifications Ascendantes Hiérarchiques (CAH) ont été réalisées sous XLSTAT© 2008 pour tenter de faire apparaître certaines similitudes entre années selon les catégories benthiques suivantes : Corail, Turf, Macroalgues, Substrat, Other. La catégorie « Other » regroupe les Spongiaires, Actinaires, Gorgones, Cyanobactéries, Algues encroûtantes et autres invertébrés. Des tests statistiques non-paramétriques de Mann-Whitney ont permis de comparer des regroupements d'années entre eux selon les différentes catégories.

## 2.3 Protocole d'étude des communautés coralliennes : Transect Vidéo

Les données sont enregistrées par une caméra vidéo Haute Définition (HD) Sony XR 520 avec un caisson étanche Gate®. Une tige en PVC de 50 cm permet de maintenir la caméra à une distance constante du substrat et éviter les problèmes de parallax et distorsion d'images. A cette distance du substrat, le champ de vision de la caméra est de 50 cm. La vitesse du plongeur est très importante pour assurer une bonne qualité d'image et faciliter l'identification des communautés benthiques jusqu'à l'espèce pour certains groupes. Le logiciel PMB (Picture Motion Browser) exporte les captures d'images en format compressé (.jpeg). Les logiciels permettant d'automatiser les captures d'images à intervalle fixe requièrent des formats compressés de vidéos (.avi ; .mpeg ; .wmv ; .asf). Ainsi, selon Cruz *et al.*, (2008) et Ramos *et al.*, (2010), la vitesse maximale du plongeur ne devrait pas dépasser 3 m.min<sup>-1</sup>, soit une durée de 20 minutes minimum pour enregistrer un transect de 60 m. Cette vitesse est similaire aux suivis benthiques réalisés en Floride (FKNMS) et Hawaii (CRAMP) avec 4 m.min<sup>-1</sup> et 2,5 m.min<sup>-1</sup> respectivement (Hill et Wilkinson, 2004).



A partir de la séquence vidéo d'un transect de 60 m, environ 120 images sont capturées sans chevauchement, représentant l'ensemble du transect. Pour chaque transect, 50 images tirées aléatoirement ont été analysées avec CPCe : Coral Point Count with Excel extensions, version 3.5 (Kohler et Gill, 2006). Pour estimer le nombre d'images et de points nécessaires suffisant à une bonne estimation de la communauté benthique, le site Jardin Tropical été analysé selon le protocole suivant : 20, 50 et 120 images traitées avec 10, 20, 30 points projetés aléatoirement. Trois tirages aléatoires ont été réalisés pour 20 et 50 images. Le site de Pointe Borgnesse a également été échantillonné via le protocole vidéo. Une comparaison des résultats des taux de couverture benthique collectés via la méthode vidéo et LIT lors du suivi IFRECOR 2010 (saison sèche) permettra de valider le protocole vidéo.

#### **2.4 Protocole d'étude des communautés coralliennes : Point Intercept Transect (PIT)**

Ce protocole a été utilisé à Bonaire sur 10 sites, échantillonnés à deux reprises, le long de la côte sous le vent (Figure 2). Pour chaque site, 2 transects de 50 m ont été déroulés vers 12 mètres de profondeur, ce qui correspond à la limite entre le plateau récifal et le tombant (zone de crête récifale). Les organismes benthiques sont identifiés jusqu'au niveau spécifique à un pas de 50 cm, soit un total de 100 points par transect. Cette méthode est rapide à mettre en place, peu coûteuse et les données sont très vite exploitables. En revanche, le nombre de points nécessaires à une bonne estimation de la couverture corallienne dépend de la variabilité des fonds coralliens étudiés. Enfin, aucune information sur la taille ou la forme de la colonie n'est collectée.

Le test de Mann-Whitney a été utilisé sous XLSTAT© 2008 pour comparer les méthodes vidéo et PIT par rapport aux taux de couverture corallienne et à la richesse spécifique en corail observée.

### **3 Résultats**

#### **3.1 Evolution de la couverture benthique totale entre 2001 et 2009**

Sur la station Pointe Borgnesse, la tendance générale sur 9 ans de suivi, est à la baisse du taux de couverture corallienne au profit des macroalgues. Le taux de couverture benthique en turf évolue aussi inversement à celui des macroalgues (Figure 3). La couverture corallienne a augmenté de novembre 2001 à juin 2003, mais n'a cessé de diminuer jusqu'en 2007. En juillet 2006, la couverture corallienne a fortement diminué passant de 28 à 21 % du transect soit une

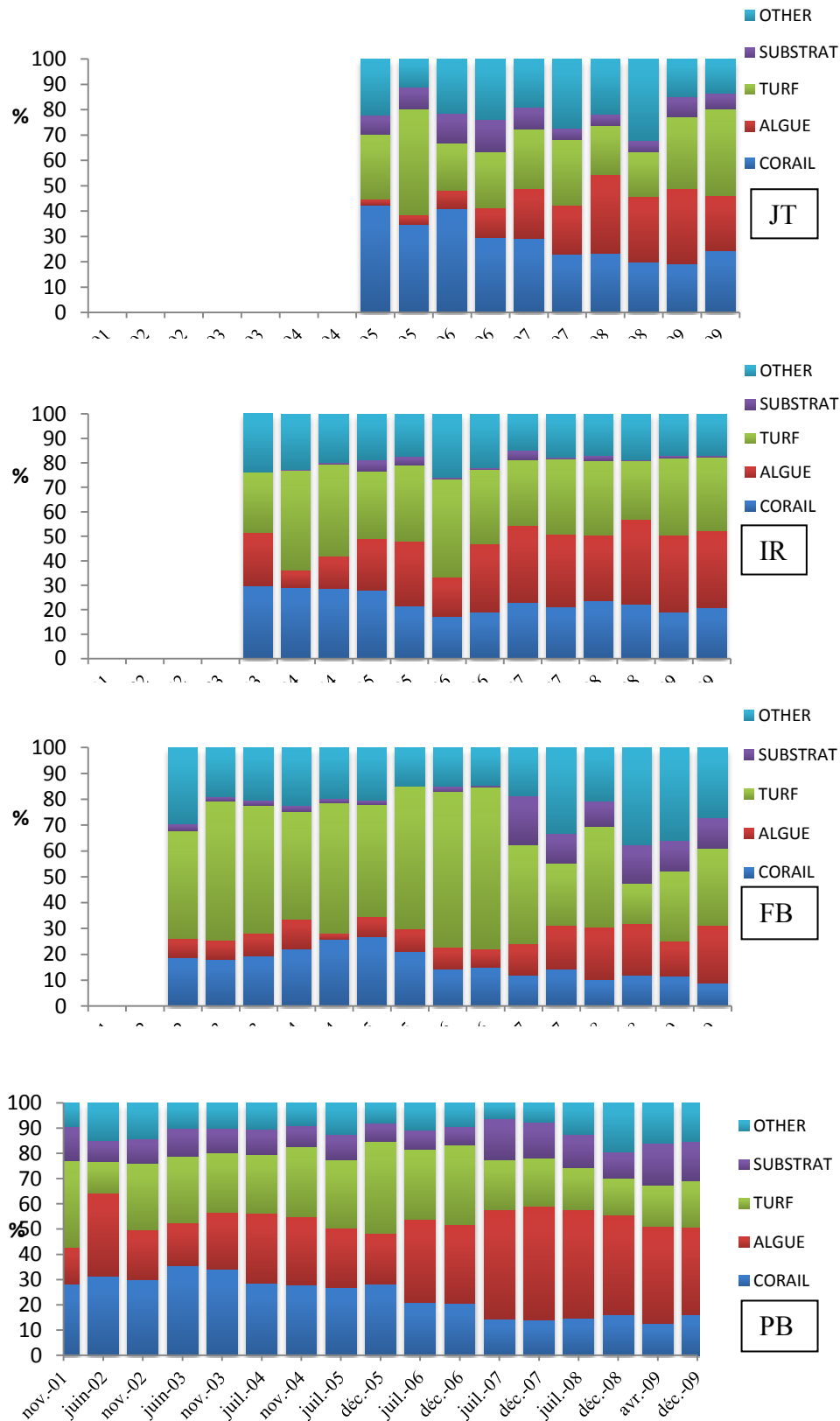


Figure 3 : Evolution de la couverture benthique totale dans le temps pour chacune des stations de suivi de l'état de santé des récifs coralliens de Martinique (données en % de chaque catégorie benthique sur 60 m de transect échantillonnés. PB : Pointe Borgnesse ; FB : Fond Boucher ; IR : Ilet à Rats ; JT : Jardin Tropical.

baisse de 25 % des coraux présent en 2005. Cette baisse est associée à une forte augmentation du taux de macroalgues (65 % en plus soit 13 % du transect) principalement due à la croissance de *Dictyota pulchella* (Hörnig & Schnetter, 1988). En juillet 2007, le taux de recouvrement des coraux diminue à nouveau passant de 21 à 15 % du transect, soit une différence d'environ 30 % en moins des coraux présents en 2006. Cette diminution est concomitante d'une forte augmentation de la couverture algale (31 à 43 %) et de la proportion de sable (7 à 16 %). Enfin, de 2007 à 2008, l'augmentation de la catégorie « Other » est due aux Cyanobactéries dont le taux de recouvrement est passé de 0,8 à 5,2 % du transect ainsi que des algues encroûtantes (Mélobésiées) passant de 1,5 à 5,8 % du transect.

Sur la station Fond Boucher (Figure 3), la communauté benthique a été largement dominée par le gazon algal atteignant jusqu'à 63 % du transect en décembre 2006. La couverture corallienne, en légère augmentation de novembre 2002 à juillet 2005 (passant de 19% à 27 %) a ensuite diminué jusqu'en 2009 pour atteindre seulement 9 % de la couverture totale du transect. La couverture en macroalgues augmente depuis 2006 et atteignait 22 % du transect en 2009. Le recouvrement sableux a considérablement augmenté dans les comptages de juillet 2007 passant de 1 à 19 % de la couverture benthique du fond. L'augmentation de la catégorie « Other » en décembre 2007 est majoritairement due aux mélobésiées passant de 0,1 % à 17 %. Les mélobésiées sont à l'origine des fluctuations qui suivent.

Sur la station Ilet à Rats (Figure 3), le gazon algal et les macroalgues évoluent de manière opposée, la tendance étant à la hausse du recouvrement benthique par les algues. La couverture corallienne est restée stable de 2003 à juillet 2005, puis a fortement diminué en un an, passant de 28 à 17 % soit un taux de mortalité de 40 %. L'augmentation de la catégorie « Other » en juillet 2006 est essentiellement due aux mélobésiées (6,5 à 8,6 %) et aux cyanobactéries (0 à 6 %).

Pour la station Jardin tropical (Figure 3), la couverture corallienne diminue depuis 2005 (de 43 à 24 %) soit un taux de mortalité proche de 45 % au profit des algues dont le taux de couverture benthique est passé de 2 à 22 %, principalement du genre *Dictyota sp.* Les débris coralliens constituent sur ce site une grande part de la couverture benthique avec 19 % du transect en 2007, principalement des coraux branchus tels que *Madracis mirabilis* (Duchassaing, 1861) et *Porites porites* (Pallas, 1766). L'augmentation de la catégorie « Other » en 2008, est due à la présence de mélobésiées.

Tableau 2 : Comparaison des coefficients de similarité de Bray-Curtis entre les portions de transect autour et en dehors des piquets sur les sites Pointe Borgnesse et Jardin Tropical.

Site	Pointe Borgnesse		Jardin Tropical	
Variable	Piquets 2m	Hors piquet	Piquet 2m	Hors Piquet
2001-2002	49,6	59,8	-	-
2002-2003	51,3	42,6	-	-
2003-2004	47,6	54,8	-	-
2004-2005	46,5	60,7	-	-
2005-2006	46,8	53,6	37,1	30,4
2006-2007	28,8	40,7	34,5	39,9
2007-2008	53,2	54,4	37,2	53,4
2008-2009	28,1	35,9	35,5	49,1
Moyenne	44,0	50,3	36,1	43,2
Ecart-type	9,9	9,3	1,3	10,2
Test Statistique	Mann-Whitney		Mann-Whitney	
p value	0,161		0,343	
alpha	0,05		0,05	
Résultat	Pas de différence		Pas de différence	

Le détail des taux de couverture benthique au cours du temps pour chaque site se trouve en annexe 4.

#### *Données propres au peuplement corallien*

Considérant uniquement le peuplement corallien, une diminution des taux de couverture corallienne de 25 % sur Pointe Borgnesse, 44 % sur Fond Boucher, 32 % sur Ilet à Rats et 30 % sur Jardin Tropical a été mise en évidence entre juillet 2005 et décembre 2006.

En 2006, le taux de recouvrement d'*Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758) a diminué de 95 % sur Fond Boucher et de 93 % sur Jardin Tropical. La couverture corallienne de *Montastrea franksi* (Gregory, 1895) a diminué de 89 % sur Jardin Tropical et de 42 % sur Pointe Borgnesse. Le taux de couverture de *P. porites* a chuté de 85 % sur Jardin Tropical. Enfin celui relatif à *Montastrea faveolata* a chuté de 46 % sur Pointe Borgnesse.

### **3.2 Comparaison des segments de transect autour et en dehors des piquets**

Le tableau 2 donne les coefficients de similarité de Bray-Curtis calculés pour les segments de transect autour et en dehors des piquets sur Pointe Borgnesse et Jardin Tropical. Aucune différence significative n'a été mise en évidence (Mann-Whitney,  $\alpha=0,05$  ;  $p=0,161$  et  $0,343$  respectivement).

### **3.3 Analyse des suivis temporels par catégorie benthique**

Les Figures 4 et 5 présentent les résultats des ACP et CAH montrant des regroupements similaires.

L'analyse des dendrogrammes montre des regroupements de transects par années. les variables à l'origine de ces regroupements ont été relevées en réanalysant les données brutes de couverture benthique, Sur Pointe Borgnesse, le premier groupe (TH1-TH6) est caractérisé par des taux de couverture en corail et en turf élevés ( $28 \% \pm 4,5$  chacun). Le suivi TS2 est isolé suite à une baisse importante en turf (13 %). Le groupe (TS7-TH9) est caractérisé par un taux de couverture algal important ( $41 \% \pm 3,5$ ) et peu de couverture corallienne ( $15 \% \pm 1,1$ ).

Sur Fond Boucher, le premier groupe (TH2-TS7) se caractérise par un taux de couverture en turf important ( $50 \% \pm 8,3$ ), mais un taux de couverture algal faible ( $8 \% \pm 2,1$ ) et le substrat ( $3 \% \pm 5,4$ ). Le groupe (TH8,TH7,TS9) se caractérise par peu de turf ( $22 \% \pm 6$ ) et un taux de couverture benthique de la catégorie Other important ( $36 \% \pm 2,3$ ). Le groupe (TS8,TH9) est

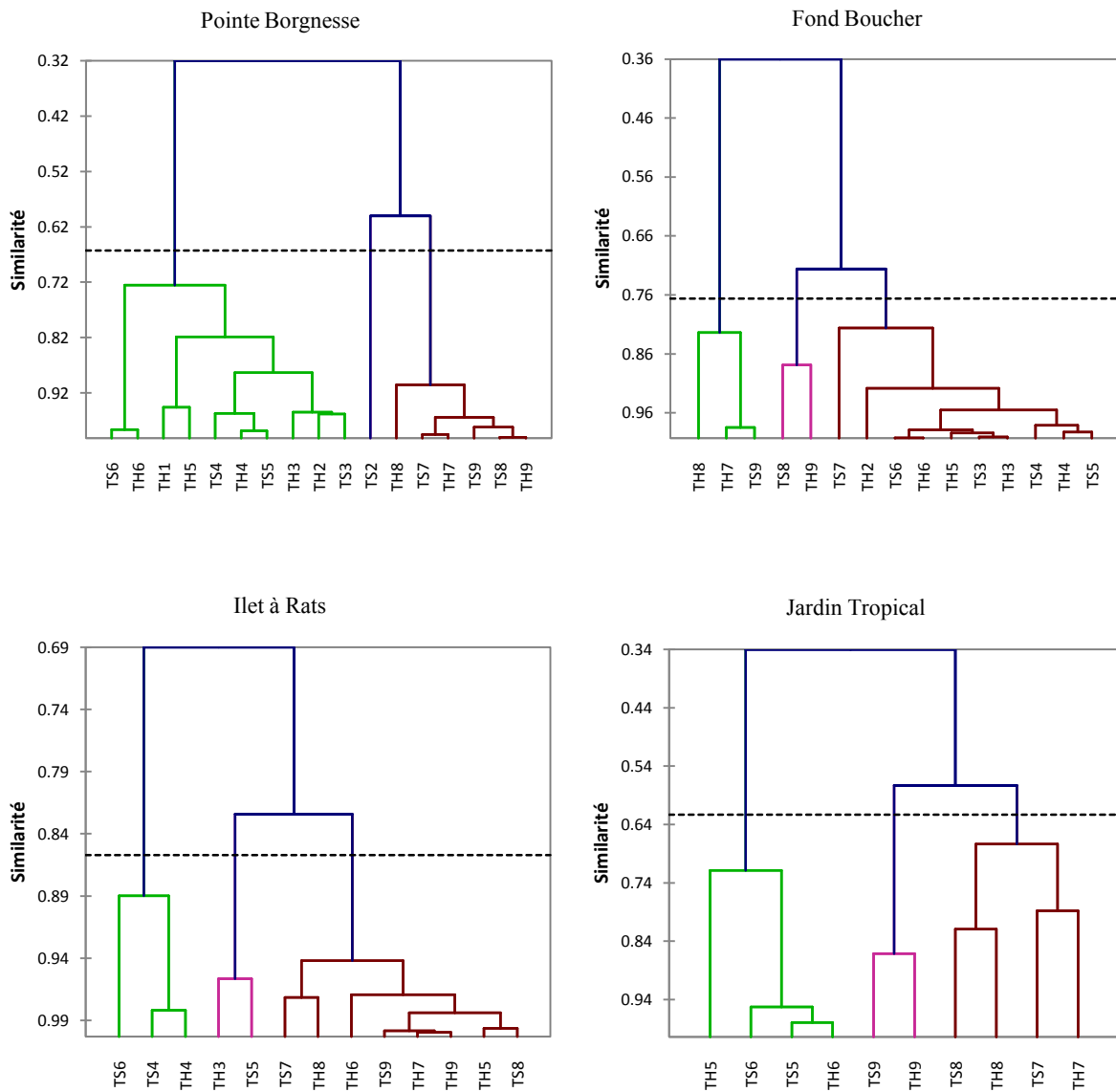


Figure 4: Classifications Ascendantes Hiérarchiques réalisées sur les pourcentages de couverture des catégories benthiques (Corail, Algues, Turf, Substrat, Other) pour chaque site du suivi IFRECOR en Martinique depuis le début des campagnes biannuelles. S et H correspondent à la saison sèche et humide respectivement. Le dernier chiffre correspond à l'année (ex : TH1 : Saison humide 2001).

caractérisé par un faible taux de couverture corallienne ( $10 \% \pm 1,1$ ) et une forte couverture algale ( $21 \% \pm 1,6$ ).

Sur Ilet à Rats, le premier groupe (TH3,TS5) est caractérisé par un taux de couverture corallienne important ( $29 \% \pm 1,2$ ). Le deuxième groupe (TS6,TS4,TH4) se caractérise par un fort taux de couverture en turf ( $39 \% \pm 1,9$ ) et peu de couverture algale ( $12 \% \pm 4,6$ ). Le dernier groupe est isolé par le faible taux de couverture corallienne ( $21 \% \pm 1,6$ ) et un fort taux de couverture algale ( $30 \% \pm 2,8$ ).

Sur Jardin Tropical, le premier groupe (TS5-TH6) se caractérise par un taux de couverture corallienne élevé ( $37 \% \pm 5,9$ ) et un taux de couverture algale faible ( $6 \% \pm 4,3$ ). Le deuxième groupe (TS7-TH8) est caractérisé par un taux de couverture en coraux faible ( $24 \% \pm 3,9$ ) et un fort taux de couverture algale ( $24 \% \pm 5,6$ ). Le dernier groupe (TS9-TH9) est isolé par un fort taux de couverture en turf ( $31 \% \pm 4,0$ ) et une faible couverture de la catégorie Other ( $14 \% \pm 0,8$ ).

Ces données sont relatives à chaque site, et ne constituent pas des éléments de comparaison intersites. Par exemple, si la couverture benthique est de  $24 \%$  en corail, elle sera considérée comme faible sur Jardin Tropical mais élevée sur Fond Boucher.

Les ACP illustrent quelles catégories benthiques sont majoritairement représentées au cours du temps. A partir des regroupements de campagnes d'échantillonnage observées sur les ACP et les CAH, des comparaisons ont été réalisées, pour chaque catégorie benthique, en moyennant les données benthiques appartenant à chaque regroupement (Test de Mann-Whitney,  $\alpha=0,05$ ). Pour simplifier l'interprétation des résultats, chaque groupe a été extrapolé à une période de temps continue, par exemple de 2001 à 2006, même si un suivi de 2008 faisait parti du regroupement. Le suivi de 2008 sera pris en compte dans le groupe 2007-2009.

D'après la figure 5, une séparation des nuages de points est notable sur les quatre sites de suivi IFRECOR. Sur Pointe Borgnesse (Figure 5a), le début du suivi (2001 à 2006) est caractérisé par une couverture benthique importante en corail et en turf. La fin du suivi (2007 à 2009) est caractérisée par une forte couverture algale. Le suivi de Juin 2002 est isolé des autres nuages de points dû à un pic de macroalgues au dépend du turf. Les mêmes séparations entre années se retrouvent sur la CAH (Figure 4). D'après les rapprochements observés entre campagne d'échantillonnage sur les ACP et les CAH, les valeurs moyennes de couverture benthique pour chaque catégorie et pour chaque regroupement ont été calculées et comparées.

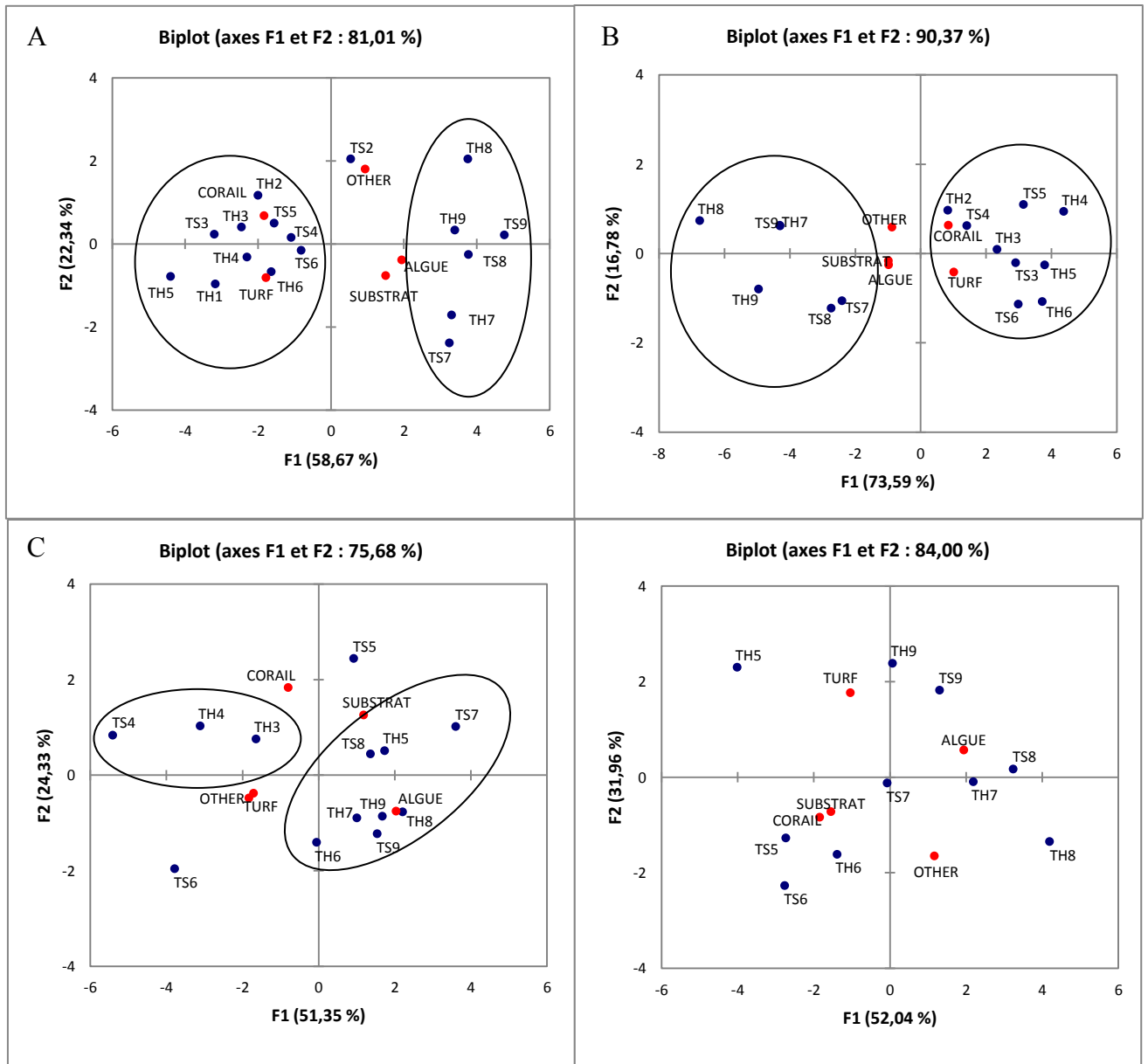


Figure 7 : Analyse en Composantes Principales réalisées sur les données ....pour les sites du suivi IFRECOR en Martinique (A) Pointe Borgnesse (B) ; Fond Boucher ; (C) Ilet à Rats ; (D) Jardin Tropical. L'ACP regroupe les transects selon leur composition benthique. S et H correspondent aux saisons humide et sèche. Le dernier chiffre correspond à l'année (ex : TH1 : Saison humide 2001).

D'après la contribution des variables pour chaque axe :

Pour Pointe Borgnesse, l'axe F1 représente : Corail, Algues et Turf – l'axe F2 représente : Other

Pour Fond Boucher, l'axe F1 représente : Algues, Turf et Substrat – l'axe F2 représente : Corail et Other

Pour Ilet à Rat, l'axe F1 représente : Algues, Turf et Other – l'axe F2 représente : Corail et Substrat

Pour Jardin Tropical, l'axe F1 représente : Corail, Algues et Substrat – l'axe F2 représente Turf et Other



Ces différences observées entre les années 2001 - 2006 et 2007 - 2009 sont dues à une baisse significative en couverture corallienne et en turf, et une augmentation significative en macroalgues et en substrat (Corail :  $28 \% \pm 4,7$  à  $14,7 \pm 1,2$  ;  $p = 0,0002$  ;  $\alpha = 0,05$  – Algues :  $23,7 \pm 6,1$  à  $40,6 \pm 3,9$  ;  $p = 0,01$  ;  $\alpha = 0,05$  – Substrat :  $9,4 \pm 1,9$  à  $14,4 \pm 2,3$  ;  $p = 0,02$  ;  $\alpha = 0,05$  – Turf :  $28,4 \pm 4,3$  à  $17,5 \pm 2,0$  ;  $p = 0,0002$  ;  $\alpha = 0,05$ ).

Sur Fond Boucher (Figure 5b), deux groupes séparent les années 2002 - 2006 et 2007 - 2009. Le début du suivi est dominé principalement par le turf, alors qu'à la fin du suivi, les macroalgues prennent une place importante dans la communauté benthique. Les mêmes séparations entre années se retrouvent sur la CAH (Figure 4). Les séparations entre les années 2002 - 2007S et 2007H - 2009 sont dues à des baisses significatives en couverture corallienne et en turf et à des augmentations significatives de macroalgues, substrat et « Other » (Corail :  $19,4 \pm 4,8$  à  $11,4 \% \pm 2,0$  ;  $p = 0,001$  ;  $\alpha = 0,05$  – Algues :  $8,1 \pm 2,6$  à  $18,6 \pm 3,5$  ;  $p = 0,001$  ;  $\alpha = 0,05$  – Substrat :  $3,4 \pm 5,4$  à  $11,9 \pm 1,9$  ;  $p = 0,011$  ;  $\alpha = 0,05$  – Turf :  $49,7 \pm 8,3$  à  $27,2 \pm 8,5$  ;  $p = 0,001$  ;  $\alpha = 0,05$  – Other :  $19,4 \pm 4,4$  à  $30,9 \pm 7,0$  ;  $p = 0,005$  ;  $\alpha = 0,05$ ).

Sur Ilet à Rats (Figure 5c), les deux premières années de suivi sont caractérisées par une couverture en corail relativement importante, tandis qu'à la fin du suivi (2005 - 2009) le site comporte une couverture importante en macroalgues. Le suivi de juin 2006 se détache des autres groupes par une augmentation importante en turf et une baisse en corail et en macroalgues. Les mêmes séparations entre années se retrouvent sur la CAH (Figure 4). Cette fois, la transition semble avoir eu lieu un an plus tôt mais une fois de plus au cours du suivi, une baisse significative de la couverture corallienne associée à une augmentation de la couverture algale est observée entre les périodes 2003 - 2005 et 2006 - 2009 (Corail :  $27,4 \pm 3,3$  à  $20,8 \% \pm 2,2$  ;  $p = 0,011$  ;  $\alpha = 0,05$  – Algues :  $18,0 \pm 7,7$  à  $28,7 \pm 5,6$  ;  $p = 0,011$  ;  $\alpha = 0,05$ ).

Pour le site Jardin Tropical (Figure 5d), les deux premières années du suivi sont caractérisées par une couverture corallienne importante tandis qu'à la fin du suivi (2007 - 2009) la communauté benthique est dominée par les macroalgues et le turf notamment en 2009. Les mêmes séparations entre années se retrouvent sur la CAH (Figure 4). Une baisse significative de la couverture corallienne associée à une hausse du recouvrement algal est observée entre les périodes 2005 - 2006 et 2007 - 2009 : (Corail :  $37,0 \pm 5,9$  à  $23,2 \% \pm 3,6$  ;  $p = 0,010$  ;  $\alpha = 0,05$  – Algues :  $6,2 \pm 4,3$  à  $24,6 \pm 5,0$  ;  $p = 0,010$  ;  $\alpha = 0,05$ ).

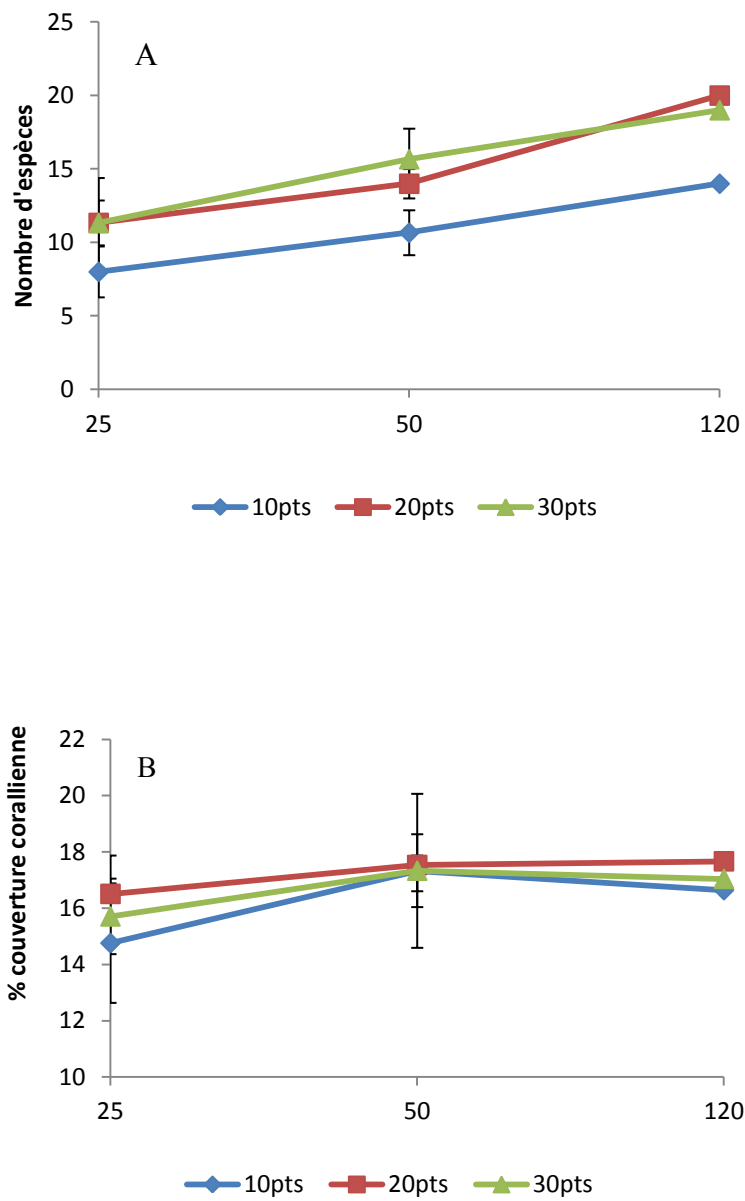


Figure 6: Résultats de l'analyse des images extraites de la vidéo réalisée sur le transect du site Jardin Tropical. (A) nombre d'espèces identifiées et (B) % de couverture corallienne, en fonction du nombre d'images analysées (25, 50 et 120) et du nombre de points projetés aléatoirement par image.

### **3.4 Mise en place du protocole vidéo**

D'après la figure 6, le nombre d'espèce de coraux identifiés augmente avec le nombre d'images analysées. L'analyse vidéo avec 10 points par image détecte moins d'espèce qu'avec 20 ou 30 points par image. En termes de taux de couverture corallienne, elle varie très peu en fonction du nombre d'image et de points par image échantillonnés. Ces résultats indiquent que pour chaque transect 50 images et 20 points par image semblent suffisant pour avoir un bon aperçu de la communauté benthique, résultat supporté par d'autres études (Cruz et al., 2008; Ramos et al., 2010).

### **3.5 Validation du protocole vidéo : comparaison avec LIT**

Les protocoles Vidéo et Ligne Intercept ont été comparés en termes de taux de couverture benthique et de richesse spécifique en corail sur les sites Jardin Tropical et Pointe Borgnesse. Sur Jardin Tropical (Figure 7A) les taux de couverture benthique sont proches entre les deux protocoles pour le Corail, le Turf et Other. En revanche, des différences importantes sont observées pour les macroalgues et le substrat. Sur le site Pointe Borgnesse (Figure 7B), le taux de couverture corallienne est identique selon les deux protocoles avec 14 % en revanche des différences importantes sont observées pour les autres catégories benthiques. Etant donné qu'un seul transect a été échantillonné, aucun test statistique n'a pu être réalisé. En termes de richesse spécifique en corail, au total, 15 espèces de coraux ont été identifiées suivant le protocole LIT, 16 espèces avec le protocole vidéo sur Jardin Tropical. Sur Pointe Borgnesse, le nombre d'espèces de coraux identifiées est de 11 pour le LIT et 12 pour le Transect Vidéo.

Après validation, ce protocole vidéo a ensuite été appliqué aux récifs coralliens de Bonaire. Basés sur l'analyse de 50 images par transect et 20 points par image, deux paramètres de la communauté corallienne ont pu être évalués : la couverture corallienne moyenne et le nombre moyen d'espèces de corail identifiées.

### **3.6 Comparaison de la méthode Vidéo et Point Intercept Transect (données Bonaire)**

Le protocole vidéo totalise 1000 points échantillonnés sur un transect de 50 m avec l'analyse de 50 images et 20 points projetés aléatoirement sur chaque image soit 10 fois plus que le nombre de points analysés en PIT.

D'après la figure 8a, sur 10 sites échantillonnés, le taux de couverture corallienne selon la méthode Point Intercept est toujours supérieur à celui obtenu par la méthode vidéo. Parmi les

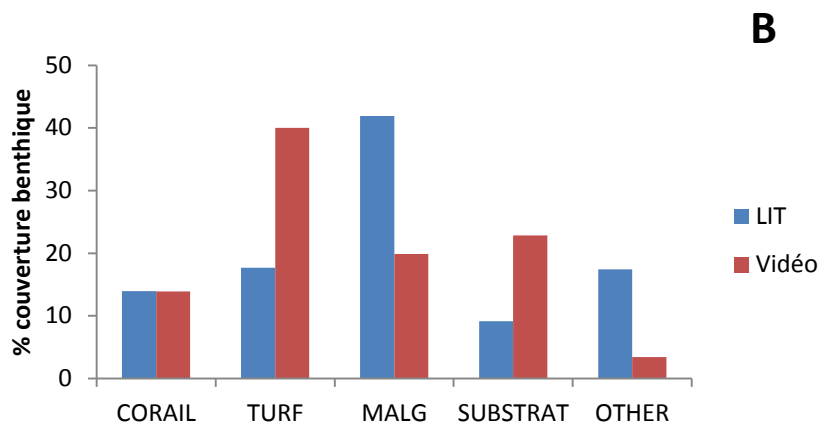
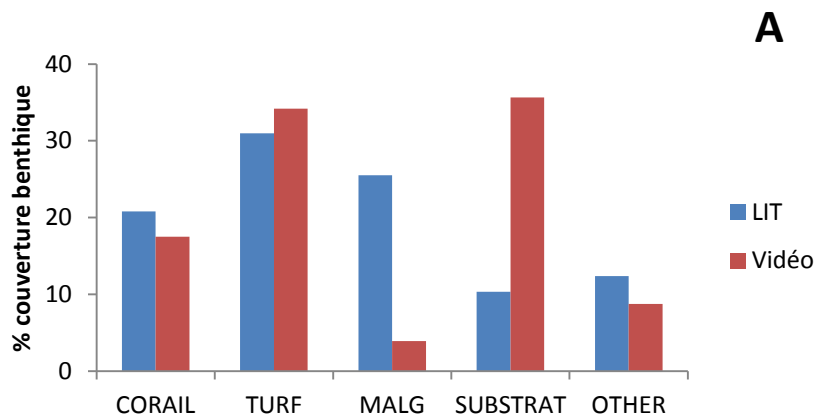


Figure 7: Comparaison des taux de couverture benthique des sites Jardin Tropical (A) et Pointe Borgnesse (B).obtenues à partir des données des protocoles LIT et Vidéo

10 sites, 6 présentent une différence significative sur le taux de couverture corallienne entre les deux protocoles. En revanche, le nombre d'espèces décrites avec le protocole vidéo est toujours supérieur à celui documenté par le PIT. Parmi les 10 sites échantillonnés, 6 présentent une différence significative entre les deux protocoles (Figure 8b). Voir le tableau 3 pour les détails.

## 4 Discussion

### 4.1 Protocoles LIT et Transect Vidéo

Le protocole LIT (Bouchon *et al.*, 2003) mis en place en 2001 en Martinique présente plusieurs contraintes. L'unique transect présent à chaque station limite l'analyse statistique. La longueur de 60 m, qui est l'unité représentative d'une portion de récif homogène dans la Caraïbe ne peut être considéré comme trois répliqués de 20 m, pour des raisons d'indépendance des répliqués. La valeur unique du taux de recouvrement de chaque groupe entre les deux périodes d'échantillonnage annuel est problématique. La variabilité interannuelle et intra-annuelle ne peut être attribuée ni à la variabilité naturelle ni aux biais d'échantillonnage (observateur, positionnement du transect). L'analyse détaillée des zones de piquet illustre les trois problèmes cumulés : erreur d'identification, décalage dans le positionnement du transect et décalage dans celui du multi-décamètre utilisé pour mesurer la longueur des organismes sous le transect (Annexe 3). A chaque réparation du transect (en raison de la casse occasionnée par l'usure du bout, l'arrachage par des engins de pêche, par le palmage de plongeurs maladroits, etc.) le repositionnement exact du fil est très difficile, d'autant plus que les piquets sont relativement espacés (11,2 m en moyenne pour Pointe Borgnesse, 5,5 m pour Jardin Tropical). Des décalages sont rapidement observés (Annexe 1) lors du déroulement des multi-décamètres, en comparant les données avec les suivis précédents (s'il n'est pas bien attaché avec le cordage). De plus, le décalage observé à la fin des 30 premiers mètres est reporté sur les 30 mètres suivants (les coefficients de similarité sont plus faibles sur les 30 derniers mètres du transect). Le changement d'observateurs lors des campagnes crée un nouveau biais avec les erreurs d'identification (Annexe 2). Selon les compétences de chaque observateur, certains identifient les algues, éponges, gorgones, coraux... au genre tandis que d'autres vont jusqu'à l'espèce. Ces erreurs se répercutent sur le calcul des coefficients de similarité (i.e. *Agaricia sp.* et *Agaricia lamarcki* seront considérés différents lors du calcul alors qu'il s'agit peut être de la même espèce). Il est impossible de distinguer entre une erreur d'identification liée à l'observateur et le déplacement du bout qui

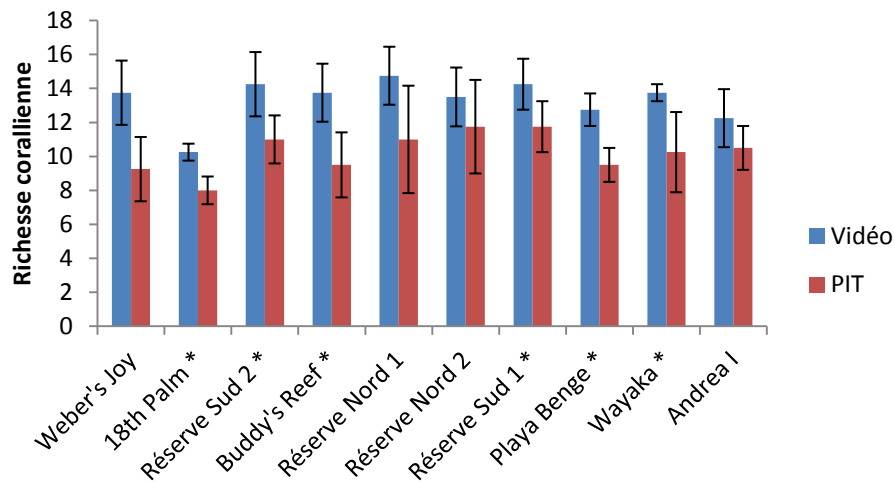
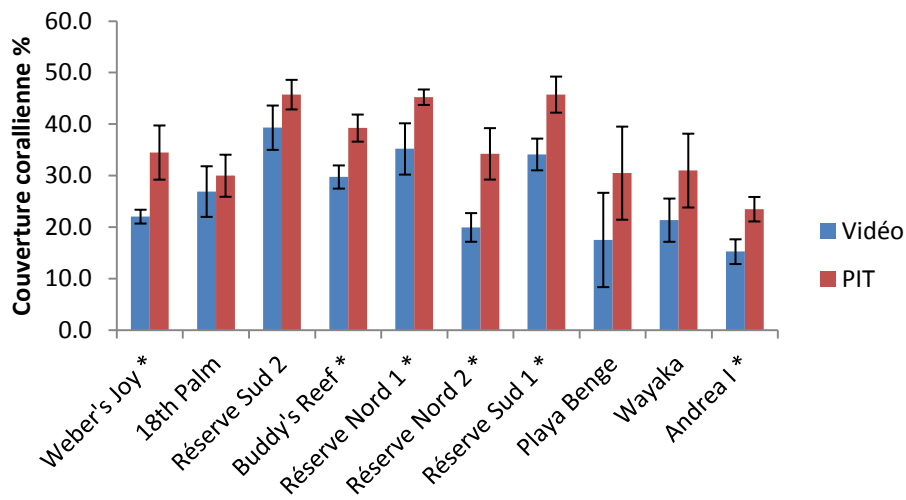


Figure 8: Comparaison des données de (a) couverture corallienne et (b) richesse corallienne obtenues par les protocoles Vidéo et Point Intercept: (\*  $p < 0,05$  : différence significative.)

entraîne l'identification d'une autre colonie. Le calcul de richesse spécifique en corail est alors dépendant de la précision d'identification spécifique de l'observateur. Le protocole GCRMN requiert des plongeurs naturalistes très compétents dans l'identification des espèces benthiques pour limiter ces erreurs.

Pour chaque station, deux plongées sont réalisées avec des temps de plongées variables selon l'expérience de l'observateur (70 – 90 min pour 30 m de transect). Tous les biais observés illustrés dans les annexes proviennent des segments de transect autour des piquets supposés plus stables dans le temps (nous supposons que la variabilité de ces segments de transects est plus associée à la variabilité naturelle des peuplements qu'aux biais associés au positionnement des transects). L'hypothèse selon laquelle le peuplement autour des piquets serait plus stable a été rejetée (Mann-Whitney,  $\alpha=0,05$ ,  $p=0,161$  et  $p=0,343$  pour Pointe Borgnesse et Jardin Tropical respectivement), aucune différence significative n'ayant été observée lors de la comparaison avec les segments de transect en dehors des zones de piquets. Aucun segment de transect ne semble échapper à tous les biais qui découlent de la méthode LIT d'après les coefficients de similarité calculés sur les segments de 10 m et 5 m du transect.

Ce protocole présente toutefois des avantages. Les données sont rapidement exploitables et les relevés sont peu coûteux. Ils ne nécessitent pas d'équipement spécifique. Malgré tous les biais possibles, cette méthode reste l'une des plus rigoureuses aujourd'hui (avec la vidéo) pour déterminer le pourcentage de couverture benthique (Hill et Wilkinson, 2004).

Cependant, dans le cadre du suivi à long terme et face aux limites du protocole LIT, l'évolution du suivi IFRECOR Martinique vers l'utilisation de la vidéo s'est avérée une option intéressante (Carleton et Done, 1995; Cabaitan *et al.*, 2007). La méthode est plus rapide en plongée (environ 20 minutes par transect avec deux plongeurs : vidéo et sécurité ; contre 4h minimum pour le LIT avec deux plongées et quatre plongeurs par transect). Des informations complémentaires peuvent être extraites des vidéos, en plus du taux de couverture benthique, notamment la forme et la taille des colonies coralliennes. L'archivage des transects vidéo permet aussi la comparaison visuelle et quasi individuelle de l'évolution du peuplement et des colonies coralliennes (ou autres organismes). Le transect linéaire devient un transect en bande ("belt transect") qui couvre une surface égale au champ de vision de la caméra. Celle-ci positionnée à 50 cm au dessus du fond couvre un champ de 50 cm de large, soit une surface de 30 m<sup>2</sup> pour un transect de 60 m. La vidéo HD donne un niveau de qualité des arrêts sur images ou de l'exportation en fichier image idéal pour l'identification des espèces benthiques.

Tableau 3 : Résultats des tests statistiques (Mann-Whitney) réalisés sur les données des transects vidéo et PIT pour les variables Richesse corallienne et Couverture corallienne. Données Bonaire 2010 (10 sites échantillonnés)

Site	Richesse corallienne					Couverture corallienne				
	Vidéo		PIT		p value	Vidéo		PIT		p value
	MOY	E.T.	MOY	E.T.		MOY	E.T.	MOY	E.T.	
Weber's Joy	13,8	1,9	9,3	1,9	0,053	22,1	1,3	34,5	5,3	0,029 *
18th Palm	10,3	0,5	8,0	0,8	0,026 *	26,9	4,9	30,0	4,1	0,486
Réserve Sud 2	14,3	1,9	11,0	1,4	0,028 *	39,3	4,3	45,8	2,9	0,114
Buddy's Reef	13,8	1,7	9,5	1,9	0,029 *	29,8	2,2	39,3	2,6	0,029 *
Réserve Nord 1	14,8	1,7	11,0	3,2	0,143	35,2	5,0	45,3	1,5	0,029 *
Réserve Nord 2	13,5	1,7	11,8	2,8	0,486	20,0	2,8	34,3	5,0	0,029 *
Réserve Sud 1	14,3	1,5	11,8	1,5	<0,0001 *	34,1	3,1	45,8	3,5	0,029 *
Playa Benge	12,8	1,0	9,5	1,0	0,026 *	17,5	9,2	30,5	9,0	0,2
Wayaka	13,8	0,5	10,3	2,4	0,026 *	21,4	4,2	31,0	7,2	0,114
Andrea I	12,3	1,7	10,5	1,3	0,229	15,3	2,4	23,5	2,4	0,029 *



La condition est que la vitesse du plongeur soit suffisamment lente (autour de 3 m.min<sup>-1</sup>). L'identification problématique d'espèces peut être résolue en faisant appel à des spécialistes (envoi de capture d'image par exemple). Un enregistrement permanent permet également de se soustraire du biais observateurs (Ramos et al., 2010). L'enregistrement de trois transects par station permet une analyse statistique robuste, sur la base du nombre de points identifiés par image et du nombre d'images extraites du film original.

Dans l'analyse des transect vidéo, le nombre d'images est plus important dans la robustesse statistique que le nombre de points projetés par image. En effet, plus il y a d'images, plus la surface échantillonnée est importante, prenant davantage en compte l'hétérogénéité du substrat (Brown *et al.*, 2004). Les transects fixes réduisent la variance temporelle sur les suivis benthiques. La robustesse statistique s'en trouve améliorée pour documenter des changements dans la communauté récifale par rapport à un échantillonnage aléatoire (Rogers *et al.*, 2002). La précision de l'analyse augmente avec le nombre d'images et de points mais le temps d'analyse peut alors être très long, et indirectement coûteux.

Le protocole de suivi utilisant la vidéo a un coût important au départ (caméra HD, caisson étanche, phares, logiciels de traitement vidéo) et un entretien régulier. Le temps nécessaire à l'analyse des vidéos est conséquent (Kenyon *et al.*, 2006; Lam *et al.*, 2006) et nécessite un espace de stockage des informations numériques important. Enfin, si le substrat est complexe, la résolution diminue, ainsi tous les sites ne sont peut-être pas prônes à l'utilisation de la vidéo. La structure 3D des récifs coralliens fait qu'il est difficile de mesurer la taille des colonies à cause des problèmes de parallax, sauf sur des portions de transect relativement planes, avec des colonies de taille réduite. Seules des données qualitatives peuvent être enregistrées sur la taille et l'état de santé des organismes.

Un problème majeur dans l'analyse des données coralliennes selon la méthode LIT concerne les espèces dont le taux de couverture est inférieur à 5 % de la communauté corallienne. En effet, les espèces "rares" apparaissent et disparaissent d'un suivi à l'autre. Ces occurrences temporaires influent sur la richesse spécifique en corail, qui évolue alors de manière erratique au cours du temps. Le calcul de l'indice de biodiversité de Shannon (H') est également affecté par ces espèces rares. L'indice est basé sur le nombre d'espèces et l'abondance relative de chaque espèce. Le protocole LIT ne prend en compte que la couverture corallienne relative sur la longueur totale du transect. Ainsi, il n'est pas possible de déduire de la couverture corallienne sous le transect le nombre de colonies présentes sur le transect. Une colonie de

grande taille dont le centre est nécrosé et couvert de turf mais qui est traversée par le transect va être prise en compte deux fois (corail - turf - corail). A moins que l'observateur ne note qu'il s'agit de la même colonie, l'interprétation des données brutes inciterait à prendre en compte 2 colonies. Cet aspect est éliminé des transects vidéo pour lesquels l'observateur peut distinguer si les points correspondent à une même colonie ou à plusieurs colonies. Le nombre de colonies par espèce peut alors être comptabilisé. Le protocole vidéo donne également une plus grande importance aux espèces de petites tailles (considérées comme rare avec le protocole LIT). La variabilité de la richesse spécifique en corail est alors minimisée. En revanche, une colonie de *Montastrea faveolata* (Ellis, 1786) de plusieurs mètres de large n'a pas le même poids qu'une colonie de *Favia fragum* (Esper, 1797) de quelques centimètres en termes d'habitats et de couverture corallienne.

#### **4.2 Bilan sur l'état de santé des récifs coralliens en Martinique**

Après 9 ans de suivi pour la plus ancienne station mise en place en Martinique (Pointe Borgnesse), le bilan concernant l'état de santé des récifs coralliens est plutôt négatif. En effet, les taux de couverture benthique en corail diminuent sur l'ensemble des stations échantillonnées ( $- 12 \% \pm 4$ ), alors que ceux relatifs aux macroalgues augmentent de manière significative ( $+ 15 \% \pm 5$ ). La transition est observée en 2005 sur Ilet à Rats et en 2006 pour les trois autres sites. Cette évolution écologique des peuplements reflète une succession d'évènements naturels. Le blanchissement de 2003 observé sur Pointe Borgnesse avait été évalué à 23 % sur la totalité du peuplement corallien (Legrand *et al.*, 2008). Le taux de couverture corallienne en 2004 avait diminué de 18%, probablement en relation avec cet épisode. En 2005, un épisode de blanchissement massif a touché l'ensemble de la Caraïbe, dont les conséquences sont visibles sur les 4 sites de suivi IFRECOR. Une diminution des taux de couverture corallienne de 25 % sur Pointe Borgnesse, 44 % sur Fond Boucher, 32 % sur Ilet à Rats et 30 % sur Jardin Tropical a été mise en évidence entre juillet 2005 et décembre 2006. Certaines espèces ont été plus sensibles que d'autres. *A. agaricites*, (forme foliacée) était l'espèce dominante du peuplement corallien (24 %) au début du suivi sur Fond Boucher (2002), *Porites porites*, (forme branchue) représentait 9 % du peuplement corallien sur Jardin Tropical, *M. franksi* et *M. faveolata* sont des espèces massives bioconstructrices majeures du peuplement des sites Jardin Tropical (5 % pour *M. franksi*) et Pointe Borgnesse (13 % et 26 % pour *M. franksi* et *M. faveolata* respectivement). La couverture corallienne de chacune de ces espèces a diminué brutalement en 2006. Etant donné les biais associés au

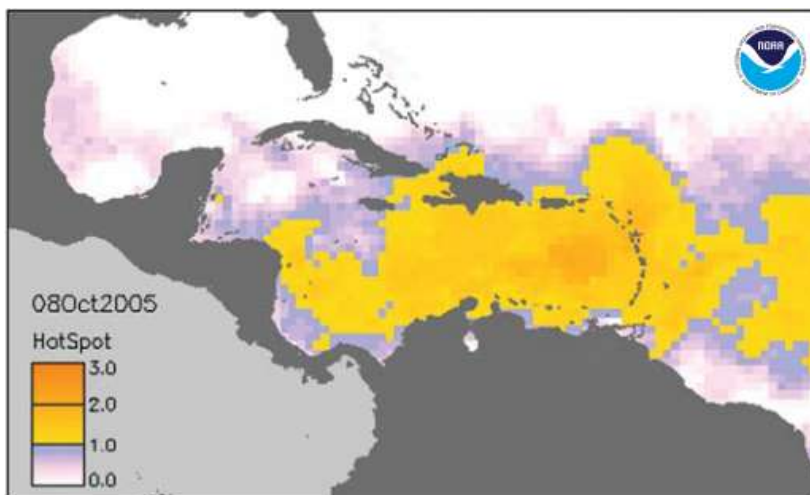
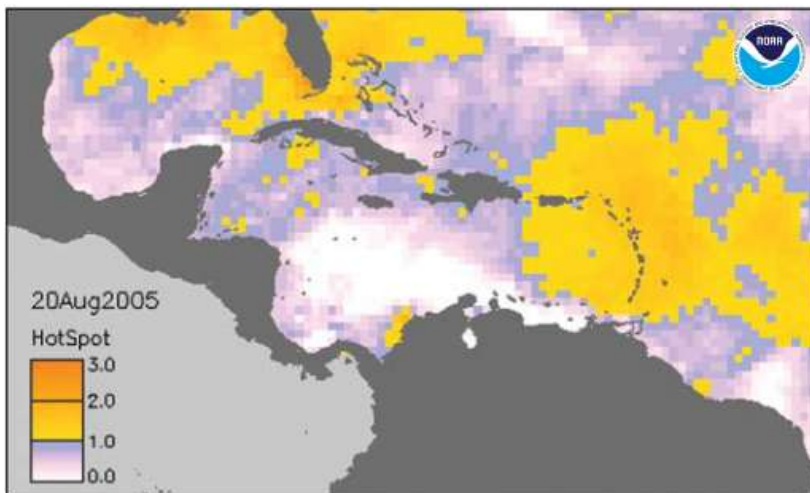
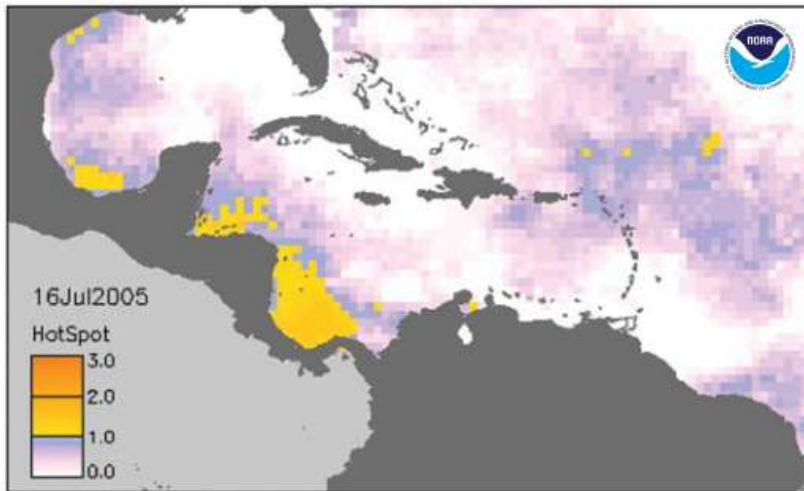


Figure 9 : Images satellite illustrant l'anomalie positive de température enregistrée de Juillet à Octobre 2005 dans le bassin Caraïbe.(Wilkinson et Souter, 2008). Quel satellite ?

protocole LIT, seules les espèces dominantes du peuplement corallien ont été prises en considération.

Généralement, les récifs coralliens de la région Caraïbe tolèrent une température maximale de 29°C/30°C ; tout dépassement de cette température pour une longue durée constitue un stress thermique pour la plupart des espèces de coraux et induit un blanchissement par expulsion des zooxanthelles (Brown, 1997; Miller *et al.*, 2006). La sévérité du blanchissement est liée à la magnitude et la durée de cette augmentation de température. Certaines espèces plus sensibles blanchissent régulièrement au mois de septembre lorsque la température de l'eau atteint son maximum annuel. Toutefois, ce phénomène est réversible et la plupart des colonies récupèrent rapidement leur symbiotes quand la température des eaux de surface diminue à nouveau. En 2005, tout le bassin Caraïbe a été touché par une hausse de la température de l'eau (Figure 9) (Wilkinson et Souter, 2008). D'après le relevé de température en 2005 (Figure 10), la température élevée en juillet (29°C) continue à augmenter jusqu'à fin août et se maintient au dessus du seuil de température limite du blanchissement de 29,5°C (Jeffrey *et al.*, 2006) jusqu'à début octobre. Le blanchissement en Martinique a été observé dès août 2005. La campagne de suivi réalisée à Pointe Borgnesse et Jardin Tropical en novembre a montré que 76 % et 74 % des espèces de coraux respectivement, ont subis un blanchissement (OMMM, 2005). Il a récemment été montré qu'un blanchissement prolongé réduisait l'activité antibiotique du mucus d'*Acropora palmata* (Ritchie, 2006). Dans la plupart des cas, le blanchissement est associé à une élévation anormale de la température de l'eau, mais l'irradiance solaire et les maladies peuvent également en être la cause (Brown, 1997).

A la suite du blanchissement en 2005, des maladies ont touché les coraux, répertoriées dès janvier 2006 (échantillonnage AGRRA - données non publiées). Deux types de maladies ont été identifiés sur les sites Jardin Tropical et Pointe Borgnesse : « white plague » et « bande jaune » (Cervino *et al.*, 2004). Le taux de colonies touchées sur l'ensemble des colonies échantillonnées s'élevait à 11 %, la maladie « white plague » entraînant les plus forts taux de mortalité. Beaucoup d'auteurs ont associé développement des maladies coralliennes et température de l'eau. La perte des zooxanthelles pendant le blanchissement affaiblirait les polypes coralliens et augmenterait les chances de développement des agents pathogènes. Les maladies seraient alors favorisées par le blanchissement, en réponse au stress thermique (Jones *et al.*, 2004). Il est donc probable que l'épizootie en Martinique soit le résultat de l'augmentation anormale des températures fin 2005 qui a entraîné un blanchissement à une

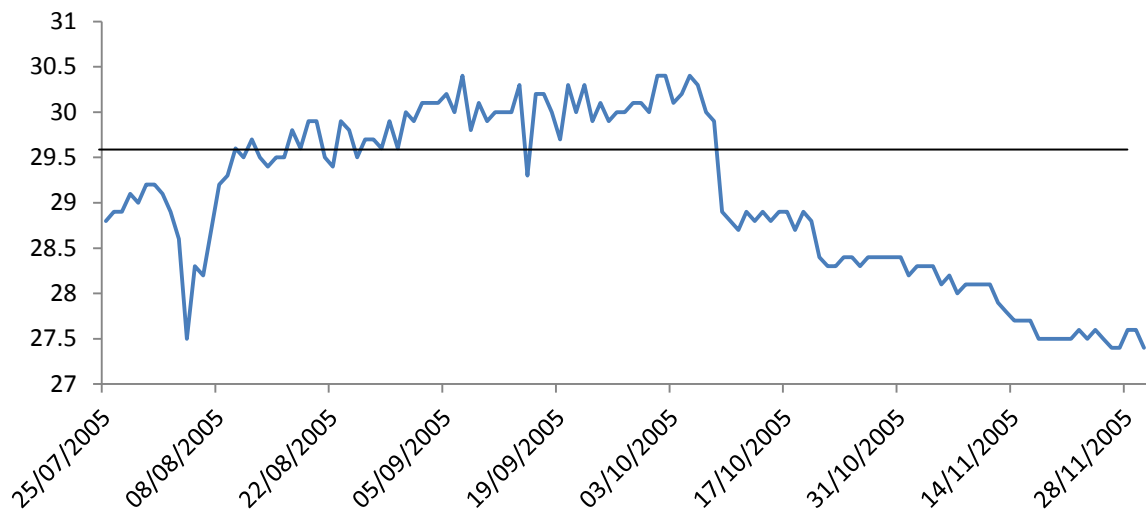


Figure 10 : Relevé de températures sur Pointe Borgnesse pendant la période de blanchissement en 2005. La chute brutale de la température de 1,5°C début août est inexplicée, peut-être en relation avec de fortes pluies. Celle observée début octobre de presque 2°C est sans doute liée au changement du thermographe et à un problème de calibrage (Legrand et al., 2008). Les relevés de températures se font via des enregistreurs de température à capteur interne EBRO EBI-85 A EBRO.

échelle spatiale très importante, augmentant de façon significative les taux de mortalité chez les coraux.

En 2007, l'île de la Martinique a été sévèrement frappée par le cyclone Dean dans la nuit du 16 au 17 août (Figure 11). Le cyclone a eu un impact significatif sur les récifs du sud de l'île principalement en raison de la forte houle Sud-Sud Est générée dans le canal de S<sup>te</sup> Lucie (7m enregistré jusqu'à ce que le houlographe ne cède). Les espèces de coraux sont sensibles aux cassures, fractures et renversements des colonies (Figure 12). Sur le site Jardin Tropical, le taux de couverture benthique en corail a diminué de 6 % sur l'ensemble du transect soit une perte de 21 % en considérant uniquement le peuplement corallien, entre juillet 2007 et décembre 2007. Cette perte en corail est principalement due à la mortalité des colonies de *M. mirabilis*, une forme branchue de Scléactiniaires très sensible aux cassures. Une perte de 67 % en corail vivant pour cette espèce a été mise en évidence entre juillet 2007 et décembre 2007. *M. mirabilis* était l'espèce dominante de la communauté corallienne en 2007, représentant 38 % du peuplement corallien. En 2008, cette espèce ne représente plus que 16 % de la communauté corallienne. La destruction de ces massifs crée de nouveaux espaces favorables au développement du turf, rapidement remplacé par les macroalgues dans un contexte environnemental favorable à leur croissance : eutrophisation, engrais agricoles, etc. (Brugneaux *et al.*, 2004). En Caraïbe, une période de 8 ans minimum semble requise pour que les récifs coralliens retrouvent leur état de santé pré-cyclonique (Gardner *et al.*, 2005).

En octobre 2008, la forte houle générée par le passage de l'ouragan Omar a provoqué de nombreux dégâts sur le littoral caraïbe de la Martinique. En revanche, elle ne semble pas avoir impacté les récifs coralliens dont la couverture est restée relativement stable. Les creux moyens de la houle sévissant sur les côtes de la Martinique (2,50 à 3 m selon les données houlographe de Météo France, 2008) n'étaient peut être pas suffisants pour endommager les coraux sous-jacents.

Avec l'enchaînement des différents épisodes de blanchissement, maladies, cyclones, la couverture corallienne a fortement diminué, libérant de l'espace pour la colonisation d'autres organismes et notamment les algues. D'après l'analyse des groupes obtenus avec les ACP et les CAH, la baisse du taux de couverture en corail et l'augmentation de celui des macroalgues sont significatives entre le début du suivi (jusqu'à 2006) et la fin du suivi (2007- 2009) et ce pour tous les sites de suivi IFRECOR en Martinique à l'exception du site Ilet à Rats où le changement est nettement visible en 2005. Ces résultats montrent que l'organisation/la

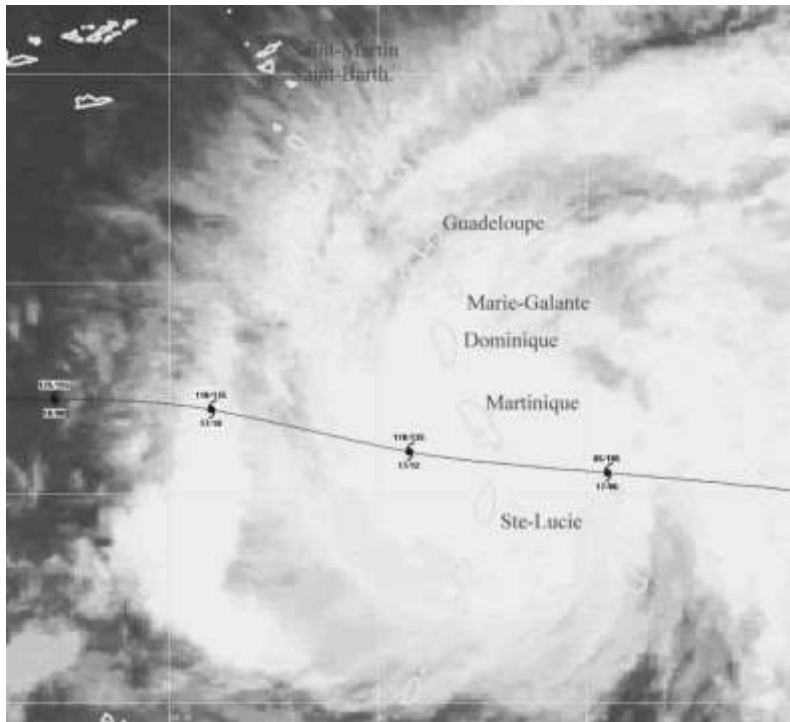


Figure 11 : Trajectoire du cyclone Dean dans l'arc des petites Antilles dans la nuit du 17 au 18 août 2007 (source : Météo France).



Figure 12 : Photos illustrant les dégâts du cyclone Dean sur les colonies coralliennes : a) et b) destruction massive de *Madracis Mirabilis* et c) et d) *Montastrea annularis* © OMMM - JP Maréchal.

structure de la communauté benthique peut changer radicalement en quelques années, essentiellement du fait d'évènements naturels (ou indirectement lié à l'activité anthropique en considérant le réchauffement climatique comme le moteur de ces dérèglements). Ce changement est alarmant, d'autant plus que les informations relatives à la résilience des écosystèmes coralliens et encore peu connue. Toutefois, la récupération des écosystèmes coralliens et leur restauration naturelle est d'autant meilleure que les pressions anthropiques sont négligeables.

D'après les résultats obtenus par (Kuffner *et al.*, 2006) les algues et les cyanobactéries ont des stratégies d'occupation spatiale pouvant inhiber dans certaines mesures le recrutement corallien. Des effets inter-spécifiques ont été mis en évidence sur plusieurs aspects du recrutement corallien comme le nombre total de recrues, leur localisation et leur taux de survie. *Dictyota pulchella* (Hörnig & Schnetter, 1988) et *Lobophora variegata* (Lamouroux, 1809) agissent sur le recrutement dans son ensemble alors que *Dictyota pinnatifida* (Kützing, 1859), *Lyngbya polychroa* (Silva, 1996) et *L. confervoides* (Agardh, 1824) affectent l'emplacement du recrutement, indiquant que les larves évitent ces espèces (phénomène de toxicité). Le genre *Lyngbya* appartient aux cyanobactéries. L'algue brune *Dictyota sp.* approche les 50 % de couverture benthique sur plusieurs récifs de Caraïbes, cette algue a le potentiel de réduire considérablement le recrutement corallien.

Les coraux ont également des moyens de défense contre les algues grâce aux filaments mésentériques qui limitent la croissance et endommagent le thalle des algues voisines (Nugues *et al.*, 2004).

Le taux de couverture algale et la densité des populations de poissons herbivores sont étroitement liés. Un déclin en couverture corallienne libère de l'espace pour la colonisation algale entraînant les interactions coraux-algues précédemment décrites si la densité d'herbivores n'est pas suffisante (Mumby *et al.*, 2007). L'intensité de pêche ciblée sur les poissons herbivores (*Scaridae*) modifie la dynamique des populations des récifs coralliens. Selon Mumby *et al.* (2006), limiter la pêche des poissons herbivores serait une mesure « facilement » réalisable pour favoriser la résilience des récifs coralliens. Actuellement, 8 cantonnements de pêche ont été mis en place en Martinique pour favoriser la reconstitution des stocks halieutiques côtiers (Legrand *et al.*, 2008).

Si les évènements naturels semblent avoir été la cause majeure de dégradation des récifs martiniquais, les pressions anthropiques ont un impact majeur sur les états de santé des



écosystèmes coralliens. La plongée sous-marine est une activité à fort intérêt économique mais contribue à la dégradation générale des récifs (Tratalos et Austin, 2001). Le seuil de fréquentation préconisé par site se situe entre 4 000 et 6 000 plongées par an (Barker et Roberts, 2004). En Martinique, certains sites dépassent largement ce seuil avec 10 000 plongées par an (LeBihan, 2007). Il a été montré que seuls les moniteurs, en intervenant in situ lors de contact avec les coraux, pouvaient réduire significativement le nombre de contact à la différence du briefing avant la plongée qui n'a montré aucun effet significatif sur le comportement des plongeurs (Barker et Roberts, 2004). Tout contact avec les coraux (coups de palmes notamment) est source de cassures et de blessures, qui favorisent les infections. Toutes les blessures engendrées par les plongeurs ont un impact direct de destruction, et facilitent en plus les infections.

Le rôle de la couche de mucus est très important pour la défense microbienne des coraux (Ritchie, 2006; Harvell *et al.*, 2007). Toute atteinte à cette couche de mucus est source d'infection et de nécrose des tissus.

Récemment, il a été démontré que des pathogènes terrestres opportunistes (champignon, entérobactérie humaine) étaient la cause de deux maladies affectant les coraux dominants de Caraïbes (Geiser *et al.*, 1998; Patterson *et al.*, 2002). Le transport éolien de poussière saharienne (qui peut contenir des spores d'*Aspergillus*) soulève un mécanisme qui pourrait expliquer en partie le développement du bassin Caraïbe en tant que « hot spot » des maladies coralliennes (Garrison *et al.*, 2003). Les vecteurs de maladies coralliennes identifiés sont multiples. Certains organismes arborent des pathogènes (Sussman *et al.*, 2003) : le vers de feu *Hermodice carunculata* (Pallas, 1766) et les poissons demoiselles (*Pomacentridae*). D'autres, par leur régime corallivore (poisson papillon : *Chaetodontidae*, poisson perroquet : *Scaridae*) peuvent transmettre les pathogènes des colonies infectées aux colonies saines (Aeby et Santavy, 2006).

De plus, les pathogènes marins peuvent désormais se déplacer plus rapidement et sur de plus longues distances à travers les activités humaines telles que le trafic maritime, commercial et militaire, ainsi que le transport d'espèces marines pour l'aquaculture et l'aquariophilie (McCallum *et al.*, 2003).

Le lessivage des sols est un problème récurrent dans la zone côtière, il entraîne des particules en suspension, des nutriments, des polluants d'origine anthropique tels que les pesticides, hydrocarbures, métaux lourds etc. Ceci a un effet sur la croissance et la survie des coraux, la

reproduction, le recrutement et entraîne une compétition interspécifique entre les macroalgues, les coraux et les filtreurs notamment dû à la matière organique en suspension (Fabricius, 2005). Sur Jardin Tropical, la présence de Zoanthaire *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) suggère un apport important en nutriment. Les suivis de populations indiquent que cet organisme est un colonisateur secondaire des régions dégradées (Mueller, 1992). Sa croissance rapide permet de coloniser rapidement le substrat disponible. *Palythoa sp.* est également un bon indicateur pour évaluer les métaux lourds dans une communauté corallienne (Soto, 2007).

### **4.3 Bonaire : comparaison entre les méthodes Transect Vidéo et PIT**

Les données des taux de couverture benthique obtenues par la méthode PIT surestiment la couverture corallienne, en comparaison des données issues des transects vidéo (6 sites sur 10 présentent des différences significatives). Ce résultat est en accord avec l'étude menée par Lam et al. (2006) qui avait comparé ces deux méthodes dans le Parc Marin Hoi Ha Wan (Hong Kong). D'après les données collectées à Bonaire, le taux de couverture corallienne moyen est de 26,2 % avec la méthode vidéo et de 36 % pour la méthode PIT soit une différence de 9,8 %  $\pm$  3,3. En considérant le taux de couverture corallienne estimé via le protocole vidéo comme étant plus proche de la réalité (valeur référence), le protocole PIT surestime en moyenne de 42 %  $\pm$  22 par rapport à la méthode vidéo. En revanche, la méthode vidéo est plus sensible aux espèces rares. Dans les comptages réalisés à Bonaire, la méthode vidéo permet de recenser 3  $\pm$  1 espèces supplémentaires en moyenne, soit environ 23% d'espèces en moins identifiées lors du PIT.

Le nombre supplémentaire de points se répercute sur le temps d'analyse. Le temps d'analyse nécessaire pour traiter les données du PIT est d'environ 30 minutes par transect (de la saisie des données sous Excel jusqu'à l'obtention du taux de couverture benthique pour chaque catégorie). L'analyse vidéo nécessite plus de temps entre le transfert des films de la caméra à l'ordinateur (10 min/film), les captures d'images (90 et 120 min) pour l'analyse sous CPCe, soit environ 2h30 par transect.

Les récifs coralliens de Bonaire présentent une couverture corallienne relativement importante en Caraïbe, Les macroalgues ne représentent qu'une faible proportion de la couverture benthique totale avec en moyenne 7 %  $\pm$  5,4 de couverture benthique. Le turf est une catégorie benthique importante, constamment régulé par les poissons herbivores, représentant une forte biomasse. En Jamaïque, la pression de pêche est parmi la plus importante en Caraïbe

(Sary, 1995), les macroalgues se sont étendues jusqu'à dominer les récifs (Hughes, 1994). A Bonaire, la pression de pêche est très limitée. Les populations de poissons herbivores sont suffisamment importantes pour maintenir un peuplement algal ras sous la forme de turf (atteignant 55 % de couverture corallienne à Wayaka) même en l'absence d'oursin (Hawkins et Roberts, 2004). Cependant, les récifs coralliens à Bonaire présentent également des signes de dégradation. Certains sites comme Andrea I et Playa Benge présentent une couverture corallienne qui ne dépasse pas 20 %. La présence de cyanobactéries parfois en quantité importante (5,8 % de couverture benthique : Réserve Sud 2) est un signe de pollution organique. De nombreuses colonies coralliennes présentaient des signes de maladies (bande noire, bande blanche à confirmer) mais ces données n'ont pas été quantifiées.

L'événement climatique majeur ayant eu un impact significatif sur les communautés coralliennes de Bonaire a été le passage du cyclone Lenny (Novembre 1999 - vitesse des vents > 160 km.h<sup>-1</sup>) formé au sud de la Jamaïque et s'étant déplacé vers l'Est en direction des petites Antilles. Bonaire a subi une houle importante avec des creux de 6 mètres détruisant une partie importante des récifs coralliens à faible profondeur, aujourd'hui visible sous la forme de débris coralliens (côte de Boka Slaagbaai - Scheffers, 2004). Le site Wayaka échantillonné lors de cette mission présente un plateau couvert de débris coralliens.

Un suivi des récifs sur 33 sites à Curaçao (île voisine à Bonaire) conduit entre Novembre 1999 et Avril 2000, après le cyclone a mis en évidence des renversements, fragmentations de colonies, dommages au niveau des tissus, blanchissement et un lissage de la structure tridimensionnelle des récifs sur la façade Ouest, avec notamment la destruction de colonies coralliennes de 2-3 m de hauteur (plus de 100 ans). Les coraux branchus et en plateau tels que les *Acroporidae* ont subi des dégâts plus importants que les espèces massives (Bries *et al.*, 2004).

## **5 Conclusion**

Malgré un coût initial important, la méthode vidéo est à long terme la plus rentable des méthodes (Brown *et al.*, 2004). A partir de la saison humide 2010, les stations de suivis IFRECOR seront équipées de 3 transects permanents de 50 m (le cordage sera installé uniquement pour le suivi et retiré par la suite). Un site supplémentaire : Caye d'Olbian, localisé sur la côte sud de la Martinique en très bon état (44 % de couverture corallienne, méthode vidéo) intégrera le réseau de suivi IFRECOR à la saison humide 2010. Le triplement

des transects sur chacun des sites et l'utilisation du protocole vidéo permettra d'avoir une vision beaucoup plus représentative du site. La méthode LIT ne reflète pas la richesse spécifique du site. A Pointe Borgnesse, la richesse spécifique du peuplement corallien était de 23 espèces (OMMM, 2003). Le long du transect étudié, la richesse spécifique était comprise entre 12 et 14 espèces selon les suivis, soit la moitié des espèces inventoriées en 2003.

L'état écologique des récifs coralliens dans la région Caraïbe est préoccupant. Des mesures de protection sont mises en œuvre pour préserver ces écosystèmes à long terme. Toutefois, la mise en place d'Aires Marine Protégées n'a qu'un effet limité sur la résilience des coraux tant que les sources de mortalité corallienne sont effectives (Aronson et Precht, 2006). Malgré les efforts de protection et de conservation, les récifs restent exposés aux pressions naturelles : les cyclones, les maladies, l'élévation de la température, le blanchissement associé, et l'acidification des océans.

La restauration naturelle des communautés récifales dégradées dépend du succès de recrutement et de la survie des larves de coraux (planula). Les récifs dégradés sont souvent caractérisés par un fort taux de couverture algale et une forte densité microbienne (cyanobactéries par exemple), une faible couverture corallienne et peu de jeunes colonies. La présence d'algues réduit les chances de survie et de recrutement des larves planula. Les interactions qui existent entre les macro-organismes et les microbes récifaux méritent une attention particulière notamment avec les problèmes de pollution et de dégradation des récifs coralliens dans le monde (Vermeij *et al.*, 2009).

Etant donné les prédictions actuelles sur l'augmentation de l'activité humaine dans la région Caraïbe, le contexte du changement climatique et de ses effets sur la mortalité des coraux et la structure des récifs, ces menaces pouvant agir en synergie (Hughes et Connell, 1999), l'amélioration des états de santé des récifs coralliens en Caraïbe semble compromise (Gardner *et al.*, 2003). Le niveau de dégradation des récifs coralliens observé aujourd'hui dans plusieurs régions de la Caraïbe n'a jamais été recensé dans l'analyse des données de la paléo-écologie retraçant l'évolution des récifs au cours des derniers millénaires (Greenstein *et al.*, 1998).

## 6 Références Bibliographiques

- Aeby, G. S. et Santavy, D. L. (2006). Factors affecting susceptibility of the coral *Montastraea faveolata* to black-band disease. *Marine Ecology Progress Series* 318: 103-110.
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Côté, I. M. et Watkinson, A. R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B* 276(1669): 3019.
- Aronson, R. B. et Precht, W. F. (2006). Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs* 25: 441-450.
- Barker, N. H. L. et Roberts, C. M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120(4): 481-489.
- Bries, J., Debrot, A. et Meyer, D. (2004). Damage to the leeward reefs of Curacao and Bonaire, Netherlands Antilles from a rare storm event: Hurricane Lenny, November 1999. *Coral Reefs* 23(2): 297-307.
- Brown, B. E. (1997). Coral bleaching: causes and consequences. *Coral Reefs* 16: 129-138.
- Brown, E., Cox, E., Jokiel, P., Rodgers, K., Smith, W., Tissot, B., Coles, S. L. et Hultquist, J. (2004). Development of Benthic Sampling Methods for the Coral Reef Assessment and Monitoring Program (CRAMP) in Hawaii. *Pacific Science* 58(2): 145-158.
- Bruckner, A. W. (2002). Priorities for effective management of coral diseases. pages
- Brugneaux, S., Pierret, L. et Mazataud, V. (2004). Les agressions d'origine anthropique sur le milieu marin côtier et leurs effets sur les écosystèmes coralliens et associés de la Martinique. *Les Cahiers de l'Observatoire* 1: 96.
- Cabaitan, P., Licuanan, W. et Gomez, E. (2007). Comparison Between Videographic and Photographic Methods in Assessing Coral Reef Benthic Communities. *Science Diliman* 19(1).
- Carleton, J. H. et Done, T. J. (1995). Quantitative video sampling of coral reef benthos: large-scale application. *Coral Reefs* 14(1): 35-46.
- Cervino, J. M., Hayes, R. L., Polson, S. W., Polson, S. C., Goreau, T. J., Martinez, R. J. et Smith, G. W. (2004). Relationship of *Vibrio* Species Infection and Elevated Temperatures to Yellow Blotch/Band Disease in Caribbean Corals. *Applied and Environmental Microbiology*: 6855-6864.
- Cruz, I. C. S., Kikuchi, R. K. P. et Leão, Z. (2008). Use of the video transect method for characterizing the Itacolomis reefs, eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 56: 271-280.
- Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A. et Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology* 86(1): 174-184.
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A. et Watkinson, A. R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301(5635): 958.
- Garrison, V. H., Shinn, E. A., Foreman, W. T., Griffin, D. W., Holmes, C. W., Kellogg, C. A., Majewski, M. S., Richardson, L. L., Ritchie, K. B. et Smith, G. W. (2003). African and Asian dust: from desert soils to coral reefs. *BioScience* 53(5): 469-480.
- Geiser, D. M., Taylor, J. W., Ritchie, K. B. et Smith, G. W. (1998). Cause of sea fan death in the West Indies. *Nature* 394: 137 - 138.
- Greenstein, B. J., Curran, H. A. et Pandolfi, J. M. (1998). Shifting ecological baselines and the demise of *Acropora cervicornis* in the western North Atlantic and Caribbean Province: a Pleistocene perspective. *Coral Reefs* 17(3): 249-261.
- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological applications* 13(sp1): 117-137.

- Harvell, C. D., Kim, K., Burkholder, J. M., Colwell, R. R., Epstein, P. R., Grimes, D. J., Hofmann, E. E., Lipp, E. K., Osterhaus, A. et Overstreet, R. M. (1999). Emerging marine diseases--climate links and anthropogenic factors. *Science* 285(5433): 1505.
- Harvell, D., Jordán-Dahlgren, E., Merkel, S., Rosenberg, E., Raymundo, L., Smith, G., Weil, E. et Willis, B. (2007). Coral disease, environmental drivers, and the balance between coral and microbial associates. *Oceanography* 20(1): 172-195.
- Hawkins, J. P. et Roberts, C. M. (2004). Effects of artisanal fishing on Caribbean coral reefs. *Conservation Biology* 18(1): 215-226.
- Hill, J. et Wilkinson, C. (2004). Methods for ecological monitoring of coral reefs. *Australian Institute of Marine Science: Townsville (Australia)*.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, A. J. et Caldeira, K. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318(5857): 1737.
- Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *SCIENCE* 265: 1547.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B. C. et Kleypas, J. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301(5635): 929.
- Hughes, T. P. et Connell, J. H. (1999). Multiple stressors on coral reefs: a long-term perspective. *Limnology and Oceanography*: 932-940.
- Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., Moltschaniwskyj, N., Pratchett, M. S., Steneck, R. S. et Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology* 17(4): 360-365.
- Jeffrey, C., Clark, R., Woody, K., Menza, C., Caldow, C., Kendall, M. et Monaco, M. (2006). Coral bleaching and recovery observed at Buck Island, St Croix, US Virgin Islands, October and December, 2005. *NOAA Biogeography Team, SSMC-4 N/SCI-1. Silver Spring, MD 20910*.
- Jones, R. J., Bowyer, J., Hoegh-Guldberg, O. et Blackall, L. L. (2004). Dynamics of a temperature-related coral disease outbreak. *Marine Ecology Progress Series* 281: 63-77.
- Kenyon, J. C., Brainard, R. E., Hoeke, R. K., Parrish, F. A. et Wilkinson, C. B. (2006). Towed-diver surveys, a method for mesoscale spatial assessment of benthic reef habitat: A case study at Midway Atoll in the Hawaiian Archipelago. *Coastal Management* 34(3): 339-349.
- Kohler, K. E. et Gill, S. M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences* 32(9): 1259-1269.
- Kuffner, I. B., Walters, L. J., Becerro, M. A., Paul, V. J., Ritson-Williams, R. et Beach, K. S. (2006). Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. *Marine Ecology Progress Series* 323: 107-117.
- Lam, K., Shin, P. K. S., Bradbeer, R., Randall, D., Ku, K. K. K., Hodgson, P. et Cheung, S. G. (2006). A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 333(1): 115-128.
- Lapointe, B. E. (1997). Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnology and Oceanography* 42(5): 1119-1131.
- LeBihan, O. (2007). Evaluation écologique des sites de plongée et étude socio-économique du tourisme de la plongée sous-marine en Martinique. 169 pages

- Legrand, H., Rousseau, Y., Peres, C. et Marechal, J. P. (2008). Suivi écologique des récifs coralliens des stations IFRECOR en Martinique de 2001 à 2006. *Revue d'écologie* 63(1-2): 67-84.
- Lessios, H. A., Robertson, D. R. et Cubit, J. D. (1984). Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science* 226(4672): 335-337.
- Linton, D. et Fisher, T. (2004). Caribbean coastal marine productivity program : 1993-2003. *Caribbean Coastal Marine Productivity Program (CARICOMP)*.
- McCallum, H., Harvell, D. et Dobson, A. (2003). Rates of spread of marine pathogens. *Ecology Letters* 6(12): 1062-1067.
- McManus, J. W. et Polsenberg, J. F. (2004). Coral-algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography* 60(2-4): 263-279.
- Miller, J., Waara, R., Muller, E. et Rogers, C. (2006). Coral bleaching and disease combine to cause extensive mortality on reefs in US Virgin Islands. *Coral Reefs* 25(3): 418-418.
- Moberg, F. et Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29(2): 215-233.
- Mueller, E. M. (1992). *Palythoa caribaeorum*: An indicator of coral reef perturbation. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium Guam*. 1: 72.
- Mumby, P. J., Hastings, A. et Edwards, H. J. (2007). Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature* 450(7166): 98-101.
- Nugues, M. M., Delvoye, L. et Bak, R. P. M. (2004). Coral defence against macroalgae: differential effects of mesenterial filaments on the green alga *Halimeda opuntia*. *Marine Ecology Progress Series* 278: 103-114.
- Nyström, M., Folke, C. et Moberg, F. (2000). Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology & Evolution* 15(10): 413-417.
- Obura, D. O. et Grimsdith, G. (2009). Resilience Assessment of coral reefs Assessment protocol for coral reefs, focusing on coral bleaching and thermal stress. *IUCN working group on Climate Change and Coral Reefs. IUCN, Gland, Switzerland*. : 70.
- Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A. et Joos, F. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437(7059): 681-686.
- Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J. H. et Paredes, G. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301(5635): 955.
- Parsons, G. R. et Thur, S. M. (2008). Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics* 40(4): 593-608.
- Patterson, K. I., Porter, J. W., Ritchie, K. B., Polson, S. W., Mueller, E. M., Peters, E. C., Santavy, D. L. et Smith, G. W. (2002). The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 8725 - 8730.
- Ramos, C. A. C., Amaral, F. D., de Kikuchi, R. K. P., Chaves, E. M. et de Melo, G. R. (2010). Quantification of reef benthos communities and variability inherent to the monitoring using video transect method. *Environmental Monitoring and Assessment*: 1-7.
- Ritchie, K. B. (2006). Regulation of microbial populations by coral surface mucus and mucus-associated bacteria. *Marine Ecology Progress Series* 322: 1-14.
- Rogers, C. R., Miller, J. et Waara, R. J. (2002). Tracking changes on a reef in the U.S. Virgin Islands with videography and SONAR: A new approach. *Proc. 9th Int. Coral Reef Symp.* 2: 1065-1069.
- Rosenberg, E. et Loya, Y. (2004). *Coral health and disease*, Springer.

- Sary, Z. (1995). Responses of an over-exploited Caribbean trap fishery to the introduction of a larger mesh size in Discovery Bay, Jamaica. Kingston, Jamaica, University of the West Indies.
- Soto, V. A. (2007). Effects of sedimentation on the distribution and ecology of the reef zoanthid *Palythoa caribaeorum*, University of Puerto Rico.
- Sussman, M., Loya, Y., Fine, M. et Rosenberg, E. (2003). The marine fireworm *Hermodice carunculata* is a winter reservoir and spring-summer vector for the coral-bleaching pathogen *Vibrio shiloi*. *Environmental Microbiology* 5(4): 250-255.
- Tratalos, J. A. et Austin, T. J. (2001). Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation* 102(1): 67-75.
- Vermeij, M. J. A., Smith, J. E., Smith, C. M., Vega Thurber, R. et Sandin, S. A. (2009). Survival and settlement success of coral planulae: independent and synergistic effects of macroalgae and microbes. *Oecologia* 159(2): 325-336.
- Wilkinson, C. (2008). Status of coral reefs of the world: 2008. *Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia*: 296 pages.
- Wilkinson, C. et Souter, D. (2008). Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. *Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville* 152.

## **Rapports internes :**

- Bouchon-Navaro, Y. (1997). Les peuplements ichtyologiques récifaux des Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane.
- Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y. et Louis, M. (2003). Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. *Université des Antilles et de la Guyane*: 56 pages.
- OMMM (2003). Suivi de l'état de santé des récifs coralliens de la Martinique : Campagnes 2001-2003. 38 pages.
- OMMM (2005). Suivi de l'état de santé des récifs coralliens de la Martinique : Campagnes 2005. 62 pages
- OMMM (2009). Base de données cartographique des fonds marins côtiers de la Martinique : Biocénoses benthiques, Rapport technique. 76 pages

## **Site internet :**

- INSEE (2007) accès le 23/03/2010  
<http://www.insee.fr/fr/regions/martinique/>
- Météo France (2008) accès le 03/06/2010  
<http://www.meteo.fr/temps/domtom/antilles/pack-public/cyclone/saison2008/omar/>



Annexe 1 : Illustration des décalages horizontaux liés au déroulement du multi-décimètre

	2002	2003	2004
Transect cm	Espèce	Espèce	Espèce
1929	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1930	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1931	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1932	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1933	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1934	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1935	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1936	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1937	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1938	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1939	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1940	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata	Sable
1941	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Sable
1942	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Sable
1943	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Sable
1944	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Sable
1945	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Sable
1946	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1947	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1948	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1949	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1950	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1951	Montastrea faveolata	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata
1952	Montastrea faveolata	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata
1953	Montastrea faveolata	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata
1954	Montastrea faveolata	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata
1955	Montastrea faveolata	Dictyota pulchella	Montastrea faveolata
1956	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1957	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1958	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1959	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1960	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1961	Turf	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1962	Turf	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1963	Turf	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1964	Turf	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1965	Turf	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata
1966	Turf	Turf	Montastrea faveolata
1967	Turf	Turf	Montastrea faveolata
1968	Turf	Turf	Montastrea faveolata
1969	Turf	Turf	Montastrea faveolata

Annexe 2 : Illustration d'une erreur d'identification probable entre *Montastrea faveolata* et *Montastrea franksi*

	2003	2004	2005
Transect cm	Espèce	Espèce	Espèce
746	Sable	Porites porites	Montastrea franksi
747	Sable	Porites porites	Montastrea franksi
748	Sable	Porites porites	Montastrea franksi
749	Sable	Porites porites	Montastrea franksi
750	Montastrea faveolata	Porites porites	Montastrea franksi
751	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
752	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
753	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
754	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
755	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
756	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
757	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
758	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
759	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
760	Montastrea faveolata	Sable	Montastrea franksi
761	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
762	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
763	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
764	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
765	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
766	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
767	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
768	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
769	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
770	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
771	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
772	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
773	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
774	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
775	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
776	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
777	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
778	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
779	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
780	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Montastrea franksi
781	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Turf
782	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Turf
783	Montastrea faveolata	Montastrea faveolata	Turf

Annexe 3: Illustration des décalages latéraux du bout (*D. labyrinthiformis* absent en 2002)

	2001	2002	2003
Transect cm	Espèce	Espèce	Espèce
2068	<i>Dictyota pulchella</i>	Sable	Turf
2069	<i>Dictyota pulchella</i>	Sable	Turf
2070	<i>Dictyota pulchella</i>	Sable	Turf
2071	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Sable	<i>Dictyota pulchella</i>
2072	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Sable	<i>Dictyota pulchella</i>
2073	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Sable	<i>Dictyota pulchella</i>
2074	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Sable	<i>Dictyota pulchella</i>
2075	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Sable	<i>Dictyota pulchella</i>
2076	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Dictyota pulchella</i>
2077	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Dictyota pulchella</i>
2078	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Dictyota pulchella</i>
2079	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Dictyota pulchella</i>
2080	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Dictyota pulchella</i>
2081	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2082	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2083	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2084	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2085	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2086	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2087	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2088	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2089	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2090	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2091	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2092	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>
2093	Turf	Mélobésiées	<i>Diploria labyrinthiformis</i>

Annexe 4: Evolution du taux de couverture benthique (en pourcentage) au cours du temps sur les 4 stations IFRECOR Martinique

		nov-01	juin-02	nov-02	juin-03	nov-03	juil-04	nov-04	juil-05	déc-05	juil-06	déc-06	juil-07	déc-07	juil-08	déc-08	avr-09	déc-09	
Pointe Borgnesse	CORAIL	28	31	30	35	34	28	28	27	28	21	21	15	14	15	16	13	16	
	ALGUE	14	33	20	17	23	28	27	24	20	33	31	43	45	43	39	38	35	
	TURF	34	13	26	26	24	23	28	27	36	28	31	20	19	17	15	16	19	
	SUBSTRAT	14	8	10	11	10	10	8	10	7	8	7	16	14	13	10	17	15	
	OTHER	9	15	14	10	10	11	9	13	8	11	9	6	8	12	19	16	15	
Fond Boucher	CORAIL				19	18	20	22	26	27	21	14	15	12	14	10	12	12	9
	ALGUE				7	7	9	11	2	8	9	8	7	12	17	20	20	13	22
	TURF				42	54	49	42	50	43	55	60	63	39	24	39	16	27	30
	SUBSTRAT				2	2	2	3	2	2	0	2	1	19	12	10	15	12	12
	OTHER				30	19	20	22	20	20	15	15	15	19	33	21	38	36	27
Ilet à Rats	CORAIL					30	29	29	28	22	17	19	23	21	24	22	19	21	
	ALGUE					22	7	13	21	26	16	28	32	30	27	35	31	32	
	TURF					25	41	37	27	31	40	30	27	31	30	24	31	30	
	SUBSTRAT					0	0	1	5	4	1	1	4	1	2	1	1	1	
	OTHER					24	23	20	19	17	26	22	15	18	17	19	17	17	
Jardin Tropical	CORAIL								43	35	41	30	29	23	23	20	19	24	
	ALGUE								2	4	7	12	20	19	31	26	29	22	
	TURF								26	42	19	22	23	26	19	17	29	34	
	SUBSTRAT								8	8	12	13	9	5	4	5	8	6	
	OTHER								22	11	21	24	19	27	22	32	15	13	

## Résumé

Les récifs coralliens font parti des écosystèmes pour lesquels la biodiversité marine est la plus élevée dans le monde. Les protocoles de suivi temporel à long terme sont les méthodes les plus recommandées pour analyser les changements d'état écologiques des récifs. Quatre stations ont été mises en place progressivement en Martinique entre 2001 et 2005 pour suivre l'état de santé des récifs (Programme IFRECOR) selon la méthode du Ligne Intercept Transect (LIT). En quelques années, les taux de couverture corallienne ont chuté significativement de  $12\% \pm 4$ , les macroalgues ayant remplacé les coraux ( $+15\% \pm 5$ ) en moyenne sur les quatre sites. Plusieurs facteurs permettent d'expliquer ces changements : blanchissement en 2005, maladies en 2006 et cyclone Dean en 2007. Les limites du protocole LIT en termes d'analyse des données benthiques, ont orienté l'OMMM vers l'utilisation d'un nouveau protocole utilisant la vidéo. Les changements d'observateurs, les déplacements latéraux du cordage, et l'alignement du multi-décamètre d'une campagne à l'autre ont cumulé des biais limitant l'analyse détaillée des données. Aucun segment de transect ne semble échapper à ces biais, ni les segments proches des piquets. L'élaboration et les tests du protocole de transect vidéo ont été réalisés en Martinique en analysant 20, 50 et 120 images par transect (60 m) et la projection aléatoire de 10, 20 et 30 points par image. Après validation, le protocole a été appliqué aux récifs coralliens de Bonaire. Cette méthode a été comparée avec un protocole simple et rapide : Point Intercept Transect (PIT). La méthode PIT surestime la couverture corallienne et détecte moins d'espèce de corail que la méthode vidéo sur les 10 sites échantillonnés. 6 sites sur 10 montraient des différences significatives. Le protocole vidéo permet d'avoir un meilleur aperçu des récifs (« belt » transect) et apporte une robustesse statistique qui permettra d'évaluer plus précisément la communauté benthique.

Mots clés : IFRECOR - Récifs coralliens - Ligne Intercept Transect - Transect Vidéo - Suivi temporel.

## Summary

Coral reefs are among the most diverse marine ecosystem in the world. Long-term monitoring program of organisms is the most recommended for understanding changing processes on reefs. Four stations have been set up in Martinique between 2001 and 2005 to survey the coral health status according to the Coral Reef French Initiative (IFRECOR) using the Line Intercept Transect (LIT) method. In a few years, coral cover significantly dropped ( $-12\% \pm 4$ ) gradually replaced by macroalgae ( $+15\% \pm 5$ ). Many factors can explain this shift: bleaching 2005, coral diseases 2006 and the Hurricane Dean in 2007. The limits of the LIT method directed the OMMM toward the use of video camera. Indeed, different divers have been identifying the benthic community over time leading to biases in identification, lateral movement of the line, and the use of the multi-decameter limited a detailed analysis. All transects have been affected by those biases, even segments around the pickets. Video Transect method has been implemented, tested and checked in Martinique analyzing 20, 50 and 120 frames per transect (60 m) with 10, 20 and 30 random points per frame. Once it has been checked, this method has been used on Bonaire's reefs (Netherlands Antilles). This method has been compared with a straightforward method: Point Intercept Transect. The last one occurred to overestimate the coral cover, but detected fewer coral species than the Video Transect method for every single site that has been sampled. 6 over 10 showed significant difference between the two methods. The Video Transect method allows a better outline of the reefs and brings the statistical power needed to monitor the benthic community.

Key words: IFRECOR - Coral reefs - Line Intercept Transect - Video Transect - Monitoring