

## **17 RÉCIFS CORALLIENS DES CARAÏBES**

Contribution de David Keith<sup>1</sup> et Mark Spalding<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Australian Wetlands and Rivers Centre, University of New South Wales and NSW Office of Environment & Heritage.

<sup>2</sup>The Nature Conservancy and Conservation Science Group, Department of Zoology University of Cambridge, Cambridge, Angleterre.

### **CLASSIFICATION**

Les récifs coralliens se trouvent principalement dans deux régions biogéographiques: le bassin Indo-Pacifique et l'Atlantique. Pour ce qui est du bassin Atlantique, presque tous les récifs sont situés dans la zone écologique tropicale de l'Atlantique du nord ouest (Spalding *et al.* 2007), parfois connue comme la vaste région des Caraïbes (*Wider Caribbean*) et se trouvent au sein des ces neuf écorégions (Burke and Maidens 2004). Le seul autre récif corallien de la région l'Atlantique tropical est situé au large de la côte du Brésil et bien qu'il ait des caractéristiques biogéographiques similaires à la vaste région des Caraïbes, il a une faible diversité, une faune distinctive et une morphologie de récif différente (Leão *et al.* 2003).

**Schémas de classification d'habitats UICN (version 3.0):** 13 Marin néritique / 9.8 Récif corallien

### **DESCRIPTION DE L'ÉCOSYSTÈME**

Biote indigène caractéristique

Les récifs coralliens sont des structures physiques qui se sont formées et continuent à se développer sur une échelle de temps de décennies à la suite de l'accumulation de carbonate de calcium déposé par des coraux hermatypiques et d'autres organismes (Spalding 2001). Les récifs coralliens des Caraïbes sont généralement des récifs frangeants et de barrière (Figure. 1), séparés des côtes continentales et insulaires par des plaines de corail, des eaux peu profondes ou des lagunes peu profondes (Alevizon 2010). Il y a seulement un petit nombre de récifs et atolls entourés d'eaux très profondes. Dans la plupart de ces récifs il n'y a pas un bord d'algues dans la crête côté vent, à différence de nombreux récifs de la région Indo-pacifique. Au contraire, les crêtes sont ou étaient dominées par *Acropora palmata*, un grand corail ramifié (Bruckner Bruckner 2006 ; Alevizon 2010), ou en son absence, par des octocoralliaires, des éponges et des algues (Dudgeon *et al.* 2010).

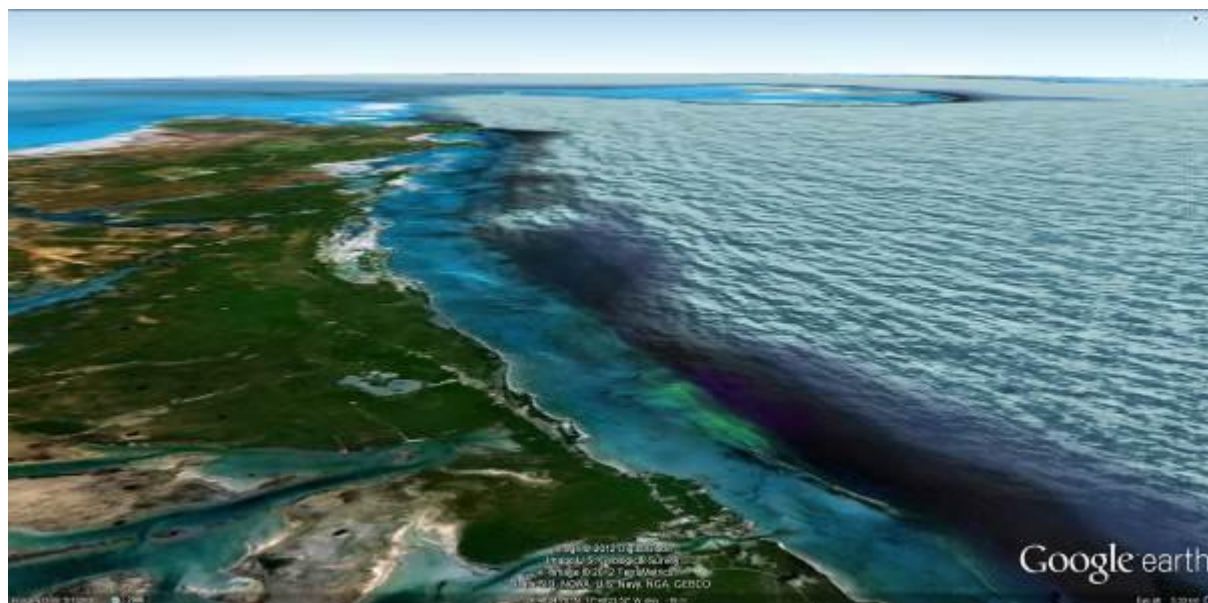


Figure S17.1. Récif corallien frangeant sur la côte est des Bahamas (Google Earth).

Les récifs des Caraïbes comprennent autour de 65-75 espèces de corail hermatypique (formateurs de récifs, pour la plupart Scleractinia). Beaucoup d'entre eux sont endémiques à la région en raison de l'isolement de l'Atlantique de l'ouest de l'océan Pacifique depuis la formation de l'isthme de Panama. Les coraux hermatypiques assez répandus incluent *Acropora*, *Montastrea*, *Porites*, *Agaricia*, *Diploria*, *Colpophylia*, *Meandrina*, *Mycetophyllia*, *Dendrogyra* ainsi que les coraux non-Scleractinios de feu *Millepora* spp. Beaucoup de ces coraux ont des formes de croissance particulières – ramifiées, masse et lames en forme de feuille. D'autres montrent une variation remarquable même au sein de la même espèce (Goreau 1959 ; Spalding 2004 ; Alevizon 2010 ; CARMABI 2012 ; CARMABI Fondation 2012).

Différentes espèces de corail sont associées à des conditions différentes de l'eau (Goreau & Goreau 1973). Par exemple, l'*Acropora palmata* est situé principalement dans la crête récifale et devant le récif à des profondeurs variant entre 0 et 5 m, tandis que *A. cervicornis* se trouve à une profondeur de 5-15 m sur les récifs exposés, ainsi que dans des zones moins profondes (1-10 m), dans des zones de récifs protégées où il pourrait coexister avec *Montastraea annularis* (Bruckner & Bruckner 2006). Les récifs coralliens des Caraïbes se distinguent aussi par une grande abondance d'octocoralliaires (c'est-à-dire *Eunicea*, *Gorgonia*, *Plexaura*, *Muricea* spp.) et des éponges qui se développent sur la base du corail dure et contribuent à la diversité et complexité structurelle du récif. D'autres invertébrés importants sont les crustacés, les mollusques et les holothuria, y compris *Diadema antillarum*, un herbivore clé.



Figure S.17.2. Récif corallien avec (a) corail corne de cerf, *Diploria strigosa*, (b) corail corne d'élan *Acropora palmata*, (c) *Dendrogyra cylindrus*, et (d) coraux mous (Photos: Mark Spalding).

Environ 500-700 espèces de poissons sont associées à des récifs coralliens des Caraïbes (Figure 2). Parmi eux se trouvent les Haemulidae, les vivaneaux (Lutjanidae), les mérus (Serranidae), les poissons-anges (Pomacanthidae) les poissons-papillons (Chaetodontidae), les demoiselles (Pomacentridae), les jawfish (*Opistognathus* spp.), les poissons perroquets (Scaridae), les Napoléons (Labridae) et les poissons-chirurgiens (Acanthuridae). Environ 80% des espèces de coraux et de poissons se trouvent dans la région des Bahamas de cet écosystème. La phoque moine des Caraïbes (*Monachus tropicalis*) était un prédateur de poissons dans les récifs des Caraïbes jusqu'à son extinction au milieu et à la fin du XXe siècle en raison de la surexploitation (Le Boef et al. 1986; Jackson et al. 2001) Les tortues marines, en particulier la tortue verte et la tortue à écailles sont toujours présentes, mais elles ont probablement perdu leur rôle en tant qu'une espèce clé en raison de la surpêche (Jackson et al, 1997; McClenachan, 2006).



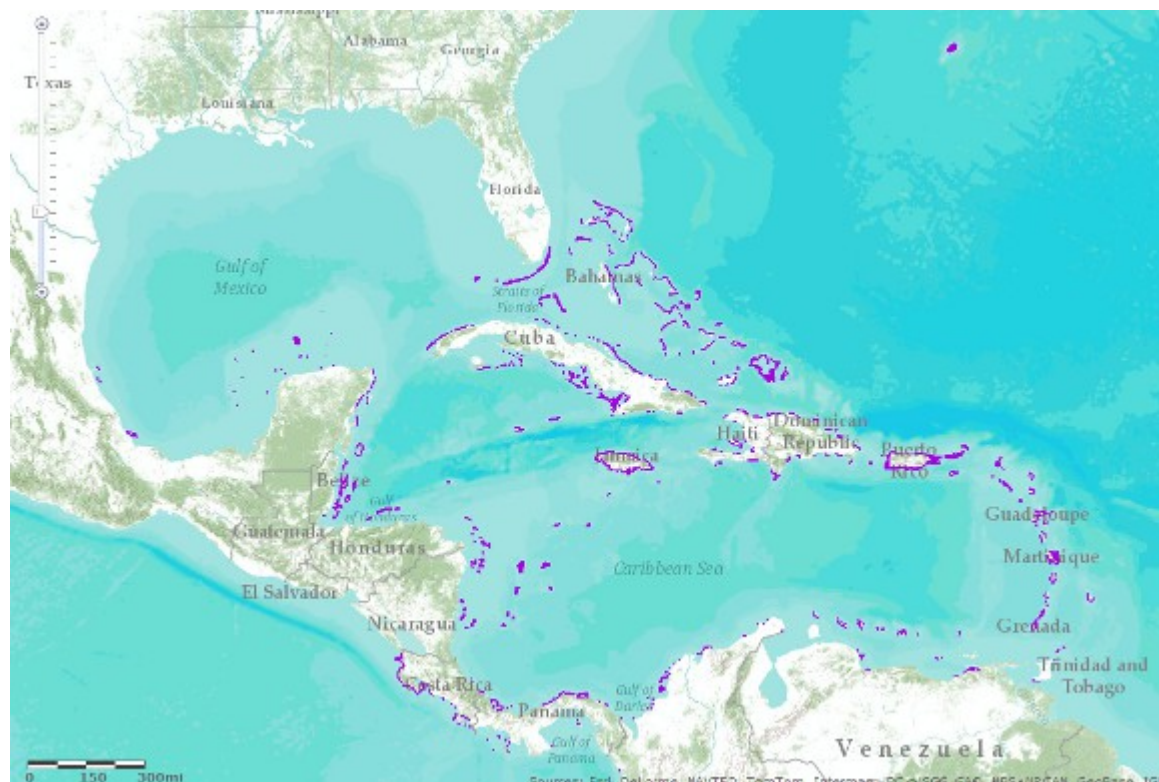
Figure S17. 3. Des poissons caractéristiques des récifs coralliens des Caraïbes : (a) Mérou rouge, (b) Poisson papillon rayé, (c) Poisson-perroquet règne, (d) Poisson-perroquet de feu tricolore et (e) oursin marin *Diadema* sp. (Photos: Mark Spalding).

## Environnement abiotique

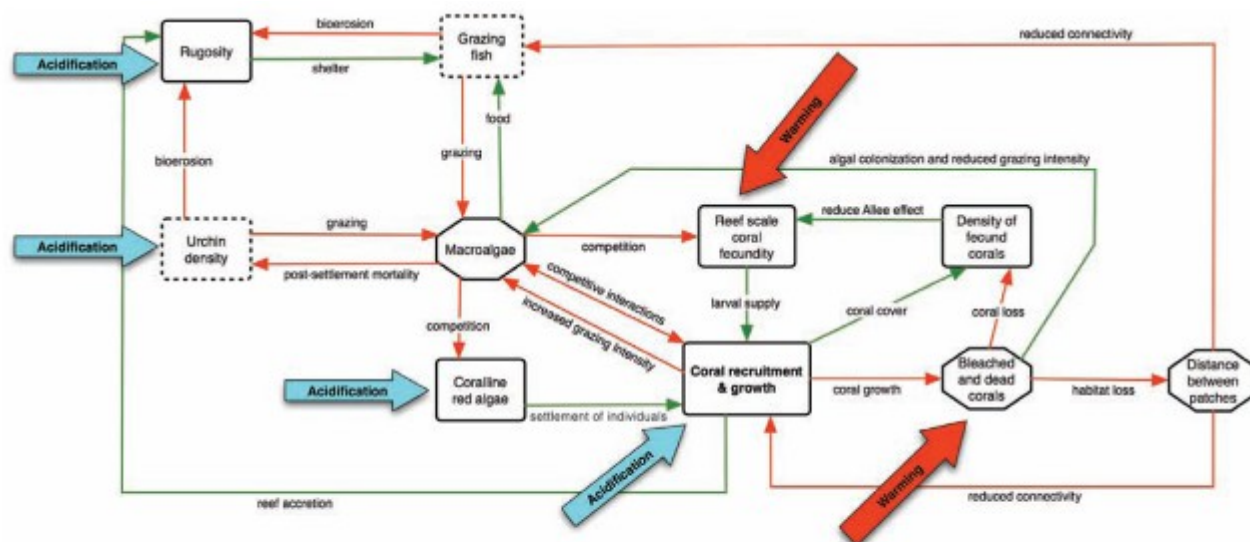
Les récifs coralliens des Caraïbes se trouvent dans les eaux chaudes, peu profondes (rarement 60 m de profondeur), claires et relativement pauvres en éléments nutritifs, dans des zones côtières où la température est entre 17-34° C et la salinité est de 30-38 ppt. En revanche, les eaux côtières turbides, les estuaires, les deltas et les océans profonds ne sont pas appropriés pour le développement du corail, et il n'y a aucun récif, par exemple, dans les environs du delta du Mississippi.

## Distribution

La zone écologique tropicale de l'Atlantique du nord ouest (Spalding *et al.* 2007) s'étend entre les latitudes 0-30 ° N et longitude 60-95 ° W, y compris la mer des Caraïbes, le golfe du Mexique, les archipels de Florida (Florida Keys), le Bahamas, Cuba, les Antilles et la côte vénézuélienne avec un prolongement aux Bermudes (Figure 4). La dernière carte mondial du récif compte vers 26 000 km<sup>2</sup> de récifs coralliens aux Caraïbes, soit environ 10% du total mondial (Burke *et al.* 2011).



FigureS17. 4. Distribution de récifs coralliens des Caraïbes (excepté les récifs au large de la côte du sud-est du Costa Rica et Panama). Source: Global distribution of coral reefs, United Nations Environment Program - World Conservation Monitoring Centre (Andréfouët *et al.* 2005) [<http://www.arcgis.com/home/webmap/viewer.html?useExisting=1>].



Processus de rétroaction écologique d'un récif de corail, montrant les perturbations causées par le changement du climat. Les flèches bleues indiquent les points d'impact sur l'acidification des océans (p. ex. réduction de la rugosité du corail, algues corallines) et les flèches rouges indiquent les points d'impact du réchauffement climatique (p. ex. le blanchissement et la mort du corail). Les cases liées par des flèches rouges indiquent que le premier facteur a une influence négative (diminution) sur la case indiquée. Les flèches vertes indiquent des relations positives (croissantes). Avec le temps, les niveaux des facteurs dans les cases hexagonales vont augmenter, tandis que ceux dans les cases rectangulaires vont diminuer. Les cases pointillées se prêtent à une intervention de gestion locale.

Figure S17. 5. Modèle de processus cause-effet pour des récifs coralliens mettant l'accent sur le réchauffement climatique et l'acidification (pris de Hoegh-Guldberg *et al.* 2007). D'autres processus importants y compris la sédimentation, l'eutrophisation et la surpêche (voir texte).

## Les menaces

Les principales menaces pour les récifs coralliens des Caraïbes comprennent les maladies, la pollution, le blanchiment, l'acidification des océans, l'augmentation de la fréquence des tempêtes et la surpêche. Ces facteurs ont des effets aggravants sur la dynamique du corail, par exemple, la pollution réduit la capacité des récifs de récupérer des épidémies ou des dégâts causés par les orages, ou les tempêtes violentes augmentent la sédimentation et la turbidité des eaux à cause du ruissellement.

Les récifs coralliens des Caraïbes sont vulnérables à la sédimentation et à l'eutrophisation des eaux côtières en provenance des terres à utilisation agricole, urbaine et industrielle (Rogers 1990 ; Boyer Jones, 2002 ; Fabricius, 2005). Beaucoup sont des récifs frangeants et ainsi exposés aux eaux de ruissellement de côtes, dont certaines ont une population très élevée (par ex. Floride, Haïti). En 2010, 43 millions de personnes vivaient à 30 km d'un récif de corail (Burke *et al.* 2011). En conséquence, 25% des récifs coralliens des Caraïbes sont actuellement menacés par le développement côtier, y compris le rejet d'eaux usées, les eaux de ruissellement urbain, la construction et le développement touristique. L'utilisation excessive associée à une grande activité touristique dans la région des Caraïbes représente également une menace, aussi bien pour les dommages physiques que pour les loisirs nautiques, la pêche, la plongée et le snorkeling, en plus de la dégradation de la qualité de l'eau.

Au cours des dernières décennies, les maladies des coraux et algues herbivores ont eu un impact majeur sur les récifs coralliens des Caraïbes, avec une recrudescence de maladie de

bande blanche associée à un déclin abrupt dans l'abondance des *Acropora palmata* dans les années 1980 et quelques récifs montrant des signes de reprise subséquente (Aronson & Precht, 2001). Une reprise ultérieure de la maladie de la bande jaune a considérablement réduit l'abondance des *Montastraea spp.* depuis le milieu des années 1990, en particulier dans le sud des Caraïbes (Agudelo-Gil *et al.* 2004 ; Bruckner & Bruckner 2006). Les maladies peuvent également menacer les récifs coralliens d'une façon indirecte. En 1983 et 1984, par exemple, une mortalité massive de l'oursin *Diadema antillarum* a eu lieu dans les Caraïbes. Avant cette date, la surexploitation de poissons herbivores avait laissé cette espèce d'oursin comme le seul prédateur important d'algue de nombreux récifs (Lessios, 1988). Une augmentation substantielle de l'abondance des algues a suivi. Alors que la réponse des algues ne s'est pas maintenue dans tous les secteurs, les populations d'oursins ne se sont pas récupérées (Schutte *et al.* 2010).

En réponse à des anomalies de température dans la mer en 1998 (Aronson *et al.* 2000) et à la fin de 2005 (Donner *et al.* 2007; Wilkinson & Souter 2008), des processus étendus de blanchiments se sont produits dans les récifs coralliens des Caraïbes, en particulier dans la partie méridionale de la distribution de l'écosystème. D'autres processus de blanchiment ont été enregistrés en 1987, 1990 et 1995 (McWilliams *et al.* 2005). La fréquence et la gravité de ces processus de blanchiment devraient s'accroître du fait du changement climatique (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007).

Les ouragans périodiques causent des dommages physiques importants aux récifs coralliens des Caraïbes (p. ex. Stoddart 1963 ; Woodley *et al.* 1981). Des preuves indiquent que la fréquence des ouragans peut avoir augmenté depuis 1995 (Robbins *et al.* 2011). Bien que cette situation soit conforme aux projections concernant le changement climatique et les températures de surface de la mer, la tendance s'explique essentiellement par une augmentation du nombre de faibles tempêtes de courte durée (Landsea *et al.* 2010). Il est difficile de dissocier les tendances climatiques de la variabilité pendant plusieurs décennies (Knutson *et al.* 2008; Bender *et al.* 2010). Même si les tendances par rapport à la fréquence et l'intensité des ouragans sont incertaines, des périodes de récupération plus courtes entre chaque tempête, si elles se produisent, peuvent aggraver les effets d'autres menaces (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007).

L'acidification des océans a démontré empiriquement réduire les taux de calcification des coraux et des algues de corail (Langdon *et al.* 2003), bien que le mécanisme précis de géochimie soit incertain (Kleypas Yates, 2009). Les effets peuvent être exprimés par des taux réduits de croissance du corail (extension linéaire) ou une densité réduite des squelettes de corail (Cooper *et al.* 2008). Dans la région des Caraïbes, la saturation d'aragonite, qui est liée au taux de calcification, devrait diminuer de 4,0-4,2 selon les niveaux de CO<sub>2</sub> (280 ppm) préindustriels à 3,0-3,2 sous des concentrations élevées de CO<sub>2</sub> de 550 ppm (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007).

Les cascades trophiques initiées par la surpêche sont probablement les responsables de certains des changements observés dans les poissons de récif (Dustan 1999; Paddock *et al.* 2009). La surexploitation des poissons herbivores augmente également l'avantage concurrentiel d'algues sur le corail. Les diminutions historiques de gros poissons herbivores dans les Caraïbes ont entraîné une dépendance sur les oursins pour le contrôle de la dominance des algues et peuvent avoir été les précurseurs des changements dans les communautés de coraux et d'algues lorsque la maladie a provoqué l'effondrement des populations d'oursins (Jackson *et al.* 2001). Burke *et al.* (2011) ont estimé que presque 70% des récifs coralliens des Caraïbes sont actuellement menacés par la surpêche. On pense que

l'extinction du phoque moine des Caraïbes et la perte de sa fonction trophique ont également eu un effet dramatique sur les assemblages de poissons de récif (McClenachan et Cooper, 2008).

## Effondrement de l'écosystème

Pour les critères A et B, l'effondrement de l'écosystème s'est produit lorsque la distribution cartographiée des récifs de corail dans les Caraïbes est passée à zéro. Comme le corail est le principal élément structurel du récif, nous avons identifié une couverture corallienne comme variable appropriée pour l'évaluation des perturbations des processus biotiques et interactions en vertu du critère D. Nous avons supposé qu'effondrement se produit lorsque la couverture corallienne vivant décline à 0-5% dans l'ensemble de l'écosystème.

## ÉVALUATION

### Résumé

| Critère        | A  | B  | C  | D         | E  | Total     |
|----------------|----|----|----|-----------|----|-----------|
| sous critère 1 | DD | LC | NE | EN(VU-CR) | DD | EN(EN-CR) |
| sous critère 2 | DD | LC | NE | DD        |    |           |
| sous critère 3 | DD | LC | NE | EN        |    |           |

### Critère A

Diminution actuelle: Une statistique largement citée indique que 20% des récifs coralliens ont disparu à cause de l'activité humaine ces dernières années (Wilkinson, 2004). Cependant aucune statistique fiable ne peut justifier cette estimation. Un des plus grands défis pour mesurer le déclin en termes d'étendue spatiale provient de la définition de l'écosystème – la plupart des auteurs sont d'accord sur le fait que les récifs sont de grandes structures physiques avec un aspect vivant y inclus une composante importante de corail vivant, mais les récifs ont aussi une longévité, une croissance lente et sont soumis à des fluctuations naturelles. Alors, par définition, la perte d'un récif de corail n'est pas clairement mesurable, et cette situation est aggravée par les efforts faits en cartographie (p. ex., Andréfouët et al. 2006) qui ont une tendance à se concentrer sur les structures physiques construites par les coraux, mais qui restent après le décès du corail.

Les nouvelles techniques de télédétection augmentent la possibilité de mesurer les changements dans l'habitat du récif avec une résolution fine, et Palandro et al. (2008) offrent un exemple utile, testé sur le terrain, des changements dans les Keys en Floride. Dans une série d'endroits testés ils ont montré que le substrat dominé par le corail est passé de 19% en 1984 à 7,6% en 2002, une réduction de 61% (3,4%/an) pendant un période de 18 ans. Ces changements sont à bien des égards plus pertinents au critère A que la mesure la plus souvent utilisée de couverture corallienne (voir ci-dessous). Cependant, la plupart des définitions devrait inclure les autres classes d'habitats mesurées (sable nu, herbier marin et des fonds non scléactiniaires) comme faisant partie de l'écosystème du récif, de sorte que ces données reflètent un changement de position dominante, plutôt qu'une perte de récif. Ces auteurs attirent l'attention aussi contre la généralisation de leurs résultats à d'autres régions, qui n'ont pas jusqu'à présent des analyses semblables (Palandro et al. 2008).



Par conséquent, l'état de l'écosystème est de **Données insuffisantes** selon le critère A1. Alors que ces données ne conviennent pas pour appuyer les estimations globales du changement dans la distribution de l'écosystème, les changements de la couverture corallienne sont pertinents aux interactions biotiques dans les récifs et sont évalués selon le critère C ci-dessous.

Diminution future: Aucune projection n'est actuellement disponible pour la distribution future de corail. Par conséquent, l'état de l'écosystème est de **Données insuffisantes** selon le critère A3.

Déclin historique: Des estimations des changements dans la distribution du récif existent uniquement dans des zones localisées (par exemple Duerdin 1901), et compte tenu de leur résolution temporelle limitée, il est difficile de distinguer des diminutions de fluctuations naturelles dans la distribution de récif. L'état de l'écosystème est donc de **Données insuffisantes** selon le critère A3.

## Critère B

Les données spatiales du projet de cartographie du récif corallien Millenium (Andréfouët *et al.* 2006) ont été utilisées pour évaluer la distribution des récifs de corail des Caraïbes selon le critère B. La superficie totale du corail cartographiée dans les Caraïbes est estimée entre 21.000 et 26.000 km<sup>2</sup> (Andréfouët *et al.* 2006 ; Burke *et al.* 2011).

Étendue de la zone d'occurrence: Un polygone convexe minimum qui contient les récifs coralliens des Caraïbes cartographiés à une superficie d'au moins 7,37 millions de km<sup>2</sup>. Même en excluant les récifs périphériques des Bermudas, la totalité de la zone d'occurrence estimée dépasse largement les seuils du statut menacé (c. 6 millions km<sup>2</sup>). Par conséquent, l'état de l'écosystème au titre du critère B1 est de **Préoccupation mineure**.

Zone d'occurrence: Les récifs coralliens des Caraïbes occupent environ 10.000 10 × 10 km de cellules, dont plus de 2.000 avec plus de 1 km<sup>2</sup> de récif. Une fois de plus, l'état de l'écosystème est de **Préoccupation mineure** selon le critère B2 car la superficie estimée d'occurrence dépasse largement les seuils pour l'état de l'espèce menacée.

Nombre d'emplacements: Probablement il y a plusieurs milliers de récifs individuels et des systèmes de récifs qui interagissent localement tout au long des Caraïbes. Basés sur les dernières diminutions, ces récifs subissent une suite de menaces sur une gamme d'échelles allant du local au global. Des impacts locaux tels que la surpêche et la pollution se produisent indépendamment sur des groupes de récifs individuels ou à petite échelle. Par contre, des épidémies et des blanchiments sont très répandus, et il est difficile de définir ou de déterminer si ces événements se produisent d'une manière indépendante dans toute la région. Bien que ces processus aient généré de fortes diminutions dans la couverture corallienne de toute la région, une variation importante existe entre les différents récifs, et certains maintiennent une couverture corallienne stable ou subissent seulement de légères diminutions durant la même période et d'autres des diminutions sévères (Schutte *et al.* 2010). Ce facteur est presque certainement lié à l'interaction des modificateurs locaux. Il est donc impossible de déterminer un nombre exact d'endroits indépendants où les récifs peuvent avoir subi les effets de ces facteurs de stress combinés, même s'il est clairement supérieur de cinq.

Il est probable que les changements mondiaux dans le futur, à cause du réchauffement climatique et l'acidification des océans (Kleypas *et Yates*, 2009) vont augmenter l'importance relative des menaces régionales à un niveau où ils conduiront à l'effondrement de l'écosystème indépendamment des menaces plus localisées. À ce stade, il serait pertinent

d'examiner ces processus seuls comme «les plus graves menaces plausibles» et, en raison de leur grand impact, il serait pertinent d'examiner une échelle spatiale de fonctionnement plus large pour définir des endroits menacés beaucoup plus vastes. Les scénarios futurs d'acidification des océans, par exemple, suggèrent qu'il y aura une forte variation clinale du pH dans l'ensemble de la région des Caraïbes, avec des répercussions importantes tout au long de la côte d'Amérique centrale, et beaucoup plus faibles taux de variation dans les grandes Antilles (Cao et Caldeira 2008 ; Burke et autres 2011). Selon cette interprétation, l'écosystème occupe peut-être un à trois endroits, avec les récifs dans la partie centrale de la distribution susceptible de maintenir une saturation aragonite plus élevée plus longtemps que les régions du Sud des Caraïbes, du Golfe et Floride-Bahamas. Même si la saturation de l'aragonite diminuera sensiblement à mesure que le CO<sub>2</sub> atmosphérique augmente, ce processus devrait avoir lieu au cours des 50 à 100 prochaines années, et le déclin des récifs coralliens qui en résulte peut impliquer davantage un retard d'une durée incertaine. Il est donc douteux que l'écosystème s'effondre ou devienne en voie de disparition dans un délai très court (par exemple les 20 prochaines années). L'état de l'écosystème est donc susceptible d'être **moins préoccupant** en vertu de critères B3.

## Critère C

La dégradation environnementale des coraux dans les Caraïbes peut se produire par le biais de la sédimentation et de la pollution (p. ex. l'eutrophisation), des changements dans la fréquence et la gravité des anomalies thermiques des océans, associés à des blanchissements et à cause des changements de la saturation d'aragonite dans les océans en raison de l'acidification (Figure 5). Tous les trois processus ont été examinés selon le critère C.

La pollution et la sédimentation sont généralement localisées et ont été quantifiées seulement dans quelques endroits (p. ex. Rogers 1990 ; Fabricius, 2005). Cependant, une analyse spatiale en profondeur des menaces à cause du développement côtier, de la sédimentation et la pollution des bassins versants, de la pollution marine et les dégâts et de la surpêche, a été réalisée sous le projet Reefs at Risk (des récifs en péril) (Burke and Maidens 2004; Burke et al. 2011). Pour chaque cellule de la grille cartographiée (500 × 500 m) dans l'ensemble de l'écosystème du récif des Caraïbes, chacune de ces menaces a été classée comme haute, moyenne ou faible sur la base d'un certain nombre de paramètres spatiaux. Les rangs ont été intégrés dans un index de menace locale globale, «menace locale intégrée», en additionnant les résultats ordinaux assignés aux niveaux de menace (haute, moyenne, faible) pour les quatre types de menaces locales au sein de chaque cellule (Burke et al. 2011). Ensuite, ce résultat a été intégré à un indice de menace de stress thermique pour produire «une menace locale intégrée plus un indice de contrainte thermique ». L'analyse indique que 92% des récifs coralliens des Caraïbes est au moins sous un niveau moyen de menace, 55% est au moins sous un niveau élevé de menace, tandis qu'environ 25% est sous un niveau très élevé de menace (Burke et al. 2011). Des changements dans l'étendue et l'intensité de ces menaces ont également été évalués sur une période de 10 ans (2001-2011) (Burke et al. 2011), cependant, l'évaluation est limitée par l'élaboration de l'indice et cette période limitée d'évaluation.

Un nombre croissant d'anomalies concernant la température de surface de la mer en été sont l'un de plus importants processus de dégradation de la dynamique des récifs coralliens (Figure 5). La télésurveillance des températures de surface de la mer a été implantée récemment dans les Caraïbes (Hayes & Goreau 2008 ; Cerdeira-Estrada & López-Saldaña, 2011). Les températures moyennes ( $\pm$  se) de surface de la mer (SST) dans les récifs des Caraïbes ont augmenté de  $0,66 \pm 0,06$  °C entre 1982 et 2003. Les Caraïbes occidentales ont présenté un réchauffement plus rapide que la partie orientale (sur la base de la moyenne des régressions de

Hayes & Goreau, 2008). Les anomalies de l'été en SST, plus étroitement liées au blanchissement que la moyenne SST, ont également augmenté dans la région entre 1983 et 2000 par rapport à la période de référence 1961-1990 (McWilliams *et al.* 2005). Burke *et al.* (2011) ont signalé que 55% des coraux des Caraïbes étaient situés dans des zones où la température de l'eau était suffisamment chaude pour causer le blanchissement au moins une fois depuis 1998. Une analyse plus approfondie des anomalies thermiques liées au blanchiment dans les Caraïbes entre 1985 et 2005 a montré que la majeure quantité d'anomalies annuelles a eu lieu en 2005 dans les Caraïbes orientales et en 1998 dans la région occidentale (Selig *et al.* 2010). Sur la base des données de température de surface de la mer et la moyenne des enregistrements de blanchiment de tous les sites des Caraïbes échantillonnés, McWilliams *et al.* (2005) ont montré qu'une hausse de 0,1 °C des anomalies de l'été en SST avait un lien avec l'augmentation de 35% et 42% respectivement dans l'extension géographique et l'intensité de blanchissement du corail. Par extrapolation de leurs modèles de régression, ils ont prédit une extension maximale de blanchiment (c.-à-d. 100% des cellules avec du corail) et une intensité maximale de blanchiment (100% des colonies de corail) lorsque les anomalies SST régionales ont atteint 0,97 – 0,98 °C et 0,80 – 0,85 °C, respectivement (McWilliams *et al.* 2005). Ces changements des anomalies SST sont légèrement inférieurs aux prévisions les plus conservatrices des hausses de température prévues entre 1990 et 2100 (McClearn Tysban 2001). Certains éléments indiquent une adaptation partielle au moins de certains coraux à la hausse des températures (Maynard *et al.* 2008 ; Jones *et al.* 2008; LaJeunesse *et al.* 2009; Ateweberhan McClanahan 2010; Donner 2011) et même s'il y a un consensus que cela ne sera pas suffisant pour que les récifs supportent le changement futur, cela devient encore plus difficile d'estimer les niveaux qui seront critiques pour la survie du corail.

L'acidification des océans est l'un des principaux processus qui agit sur la dynamique de l'écosystème (Figure 5), et les effets sont liés à la saturation de l'aragonite. La saturation de l'aragonite a été contrôlée à quatre stations dans la région de la Grande Caraïbe depuis 1988 et affiche un taux constant de diminution reflétant l'acidification pendant cette période (Friedrich *et al.* 2012). En outre, un modèle couplé de cycle carbone – climat permet une projection de la saturation en aragonite à partir de l'époque préindustrielle et vers l'année 2100 (Friedrich *et al.* 2012). Les simulations suggèrent que des effets anthropiques sur l'acidification des océans étaient détectables depuis 1850-1875 et, après l'accélération initiale, sont devenus constants jusqu'au milieu des années 1960. Cependant, le bruit autour des impacts de l'acidification est susceptible d'être important pour les espèces, la communauté et les niveaux régionaux en raison des réactions compensatoires et des relations non linéaires (Ries *et al.* 2010; Anthony *et al.* 2011).

Les données de tous les trois éléments et leurs hypothèses associées pour la dégradation de l'environnement sont actuellement en cours d'examen. Au moment de la rédaction de ce document, l'état de l'écosystème sous les critères C1, C2 et C3 est de **Non évalué**.

## Critère D

Sur la base des processus importants au sein de l'écosystème, le recrutement et la croissance du corail sont au cœur de la dynamique de l'écosystème (Figure 5). En conséquence, la couverture corallienne est considérée comme une mesure critique de la perte d'habitat et de la dégradation, compte tenu du rôle clé joué par les coraux de facilitateurs de l'écosystème du récif entier (Bruno Selig 2007). Plus largement, la rupture des interactions biotiques dans les récifs coralliens des Caraïbes est exprimée par des changements dans la couverture corallienne, l'architecture du récif et la perte de la diversité de poissons. Afin de comparer des

choix possibles de variables biotiques, les trois processus ont été évalués ci-dessous à l'aide du critère D.

**Diminution actuelle:** Deux méta-analyses ont été réalisées pour déterminer les changements dans la couverture corallienne (% du plancher océanique couvert de coraux vivants scléactiniaires) dans la région des Caraïbes au cours de dernières décennies (Gardner *et al.*, 2003; Schutte *et al.*, 2010).

Gardner *et al.* (2003) ont analysé les données provenant de 263 sites de 65 études différentes dans les Caraïbes et ont trouvé que la couverture corallienne est passée d'une valeur estimée de  $54 \pm 10\%$  en 1977 à  $9 \pm 1\%$  en 2001, une baisse de 83% (entre 77-88%) dans une période de 24 ans. Cependant, peu d'études des années précédentes étaient disponibles et il se peut que la couverture corallienne n'ait pas été estimée avec précision. Scutte Bruno (2009) ont obtenu des données de 3.777 sites sur 1.962 récifs enregistrés entre 1971 et 2006. Il s'agissait de sites qui ont été examinés une seule fois et un nombre plus limité (376) examinés de nouveau en deux ans ou plus. Basés sur cet ensemble de données plus représentatives, Schutte *et al.* (2010) ont estimé que la couverture corallienne est passée de  $32 \pm 10,5\%$  en 1971 à  $13 \pm 1,5\%$  en 2006, soit une diminution de 59% (entre 33-75%) dans une période de 35 ans (Schutte *et al.* 2010). L'estimation établie seulement sur les sites analysés à plusieurs reprises, se situait dans la partie supérieure de cette fourchette (diminution de 74% sur une période de 34 ans). Les deux études ont montré que les plus fortes diminutions en couverture de corail pendant les années 1980, correspondaient à des grandes épidémies de maladie et des blanchiments, dont les récifs ne se sont généralement pas récupérés. Les deux études montrent aussi une grande cohérence entre les sous-régions, bien qu'il existe une diminution variable entre les périodes et les récifs. Aucune étude ne portait sur toute la période de 50 ans requise pour évaluer le critère D. Même si les tendances sont incertaines avant les années 1970, les diminutions semblent avoir continué pendant plus d'un siècle et sans doute plus longtemps (Pandolfi *et al.* 2003). Le niveau de couverture corallienne au cours duquel les récifs sont incapables de soutenir leur biote indigène caractéristique est incertain, mais susceptible d'être supérieur à zéro. Dans la présente évaluation, on a considéré que l'effondrement se produit avec une couverture corallienne de 0-5%.

À partir des meilleures estimations de Schutte *et al.* à propos de la diminution de la couverture corallienne, l'estimation de la sévérité relative de la perturbation des interactions biotiques était de  $100 \times (32-13)/(32-5) = 70\%$ , ou de 59% si l'effondrement se produisait à une couverture corallienne de 0%. À l'aide des limites d'incertitude autour des meilleures estimations de diminution de couverture corallienne de Schutte *et al.* l'estimation de la sévérité relative était aussi basse que  $100 \times (21.5-14.5)/(21.5-0) = 33\%$  et aussi haute que  $100 \times (42.5-14.5)/(42.5-5) = 85\%$ . Étant donné que ces estimations de gravité relative reposent sur des échantillons tout au long de la distribution de l'écosystème, la perturbation des interactions biotiques a eu lieu sur 100% de l'étendue de l'écosystème. L'état de l'écosystème au titre du critère D1 est par conséquent **En danger** (catégorie plausible Vulnérable – En danger critique d'extinction).

Pendant que la couverture globale de corail est en déclin, l'architecture des structures récifales est de plus en plus simplifiée. Alvarez-Filip *et al.* (2009) ont mené une méta-analyse des études afin de quantifier la rugosité de surface de 464 sites sur 200 récifs entre 1969 et 2008. La rugosité a été évaluée à l'aide d'un index qui peut établir une dimension vers 1 pour une surface plane et prend des valeurs autour de trois pour les récifs les plus complexes architecturalement. Ils ont constaté une baisse dans l'indice de rugosité de 2,4 en 1969 à 1,2 en 2008, une baisse de 50% dans une période de 39 ans. Le patron temporel de déclin comprenait une période entre 1985 et 1997 quand la rugosité est restée stable. Les diminutions avant 1985 sont probablement le résultat des épidémies de maladie du corail, tandis que la

cause apparente de celles après 1997 à une série d'anomalies thermiques, blanchiment associé et des orages (Alvarez-Filip *et al.* 2009).

Des diminutions de la diversité des communautés de poissons et de la biomasse des récifs liées aux pratiques de pêche non durables sont répertoriées depuis de longues périodes de siècles dans de nombreuses régions des Caraïbes (Hughes, 1994; Jackson 1997; Aile 2001; Hughes *et al.* 2003). D'autres preuves de l'altération de l'état de la population de poissons dans toute la région proviennent des changements dramatiques suite à la fermeture de la pêche locale. Plus récemment, la diminution de la couverture corallienne et la rugosité du récif ont vraisemblablement conduit à de nouvelles baisses dans la diversité des poissons de récif (Bohnsack 2000; Halpern 2003; Mahon & Mascia 2003; Mumby & Harborne 2010). Paddack *et al.* (2009) ont analysé une série temporelle de la densité de poissons de récif en 318 sites dans l'ensemble de la distribution des récifs de corail des Caraïbes pendant la période 1955-2007. Pour toutes les espèces réunies, les densités étaient essentiellement stables à partir de 1955 jusqu'à une période d'augmentation entre 1981 et 1985, suivie par des baisses continues au cours de 1996-2000 et de 2001 à 2007, en particulier dans trois groupes trophiques de poissons: des herbivores, des insectivores et des carnivores généralistes. Cependant, dans l'ensemble, les baisses récentes ont compensé l'augmentation précédente, de sorte que le taux moyen d'évolution sur la période de 52 ans n'était pas statistiquement différent de zéro. L'augmentation dans les années 1980 a coïncidé avec une mortalité massive de l'oursin *Diadema antillarum*, herbivore d'algues, qui peut avoir retardé le début de la diminution (Paddack *et al.* 2009). Paddack *et al.* (2009) suggèrent une dette de dégradation, où les tendances dans les populations de poissons traînent par rapport aux modifications de la couverture corallienne et la rugosité, avec des diminutions des poissons herbivores qui sont des contributeurs potentiels à des rétroactions positives en augmentant la dominance des algues sur le corail.

L'impact historique de la surpêche dans les Caraïbes semble avoir eu lieu depuis beaucoup plus de 50 ans. Pendant ce temps, les retards apparents dans les densités de population de poissons en font une variable de réponse moins appropriée pour évaluer les perturbations des interactions biotiques que la couverture corallienne et la rugosité du récif.

Les estimations de la gravité relative et l'ampleur des diminutions dans la rugosité du corail se trouvent dans l'intervalle des valeurs estimées pour la diminution de la couverture corallienne: gravité relative 33-85% dans 100% de l'étendue de l'écosystème. Selon ces estimations, l'état de l'écosystème est **En danger** (catégorie plausible **Vulnérable – En danger critique d'extinction** selon le critère D1.

Les diminutions futures: aucune projection n'est disponible concernant la perturbation des interactions biotiques dans les récifs coralliens des Caraïbes au cours des 50 prochaines années. L'état de l'écosystème est par conséquent **Données insuffisantes** selon le critère D2.

Déclin historique: les niveaux historiques de couverture corallienne dans les Caraïbes sont incertains. Bruno & Selig (2007) suggèrent que la moyenne historique (il y a 100-1000 ans) de couverture corallienne de la région Indo-Pacifique était probablement de 50%. Si une couverture similaire de corail se produisait historiquement dans les Caraïbes, alors une estimation moyenne actuelle de  $13 \pm 1\%$  de la couverture corallienne (Schutte *et al.* 2010) suggère un déclin avec une gravité relative de  $100 \times (50 - 11.5) / (50 - 0) = 71\%$  to  $100 \times (50 - 14.5) / (50 - 5) = 88\%$ . Pandolfi *et al.* (2003) ont présenté une analyse alternative basée sur un indice semi-quantitatif de la dégradation des récifs intégrés à sept groupes de biote, y compris les coraux et les poissons. Les récifs coralliens des Caraïbes couvrent des valeurs entre 52 à 78, où 0 représente le parfait état et 100 représente l'extinction écologique. La standardisation de ces modifications à une ligne de base de 1750 (correspondant à la période de «l'occupation

coloniale» de Pandolfi *et al.* 2003), produit une gravité relative estimée du déclin biotique d'environ 65%. Les deux estimations sont applicables dans l'ensemble de 100% de l'étendue de l'écosystème.

Les deux estimations de gravité relative sont remarquablement concordantes. L'estimation dérivée de l'indice de dégradation de Pandolfi est peut-être inférieure à cause de la moyenne dans certains groupes biotiques qui sont moins sensibles aux menaces que les coraux. Bruo & Selig (2007) affirment que la couverture corallienne est une mesure critique de la perte d'habitat et de la dégradation, compte tenu du rôle clé joué par les coraux en tant que facilitateurs de l'écosystème du récif entier, d'où la gravité du déclin entre 71-88%. Selon cette approche, l'état de l'écosystème est **En danger** au titre du critère D3.

## Critère E

Aucune analyse quantitative n'a été effectuée pour évaluer le risque d'effondrement de l'écosystème des marais des hautes terres côtières. Par conséquent, l'état de l'écosystème est de **Données insuffisantes** selon le critère E.

## RÉFÉRENCES

- Alevizon WS. 2010. Introduction to Caribbean coral reefs including Florida and The Bahamas: structure, marine life, ecology. WS Alevizon, Gainesville.
- Alvarez-Filip L, Dulvy NK, Gill JA, Côté IM, Watkinson AR. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B* 276 : 3019 -3025.
- Anthony KRN, Kleypas JA, Gattuso JP. 2011. Coral reefs modify their seawater carbon chemistry – implications for impacts of ocean acidification: *Global Change Biology* 17: 3655-3666.
- Andréfouët S, Muller-Karger FE, Robinson JA, Kranenburg CJ, Torres-Pulliza D, Spraggins SA, Murch B. 2006. Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space. In *Proceedings of the Tenth International Coral Reef Symposium, Okinawa, Japan*, p 14.
- Aronson RB, Precht WF. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia* 460: 25–38.
- Aronson RB, Precht WF, Macintyre IG, Murdoch TJJ. 2000. Ecosystems—coral bleach-out in Belize. *Nature* 405: 36.
- Atweberhan M, McClanahan TR. 2010. Relationship between historical sea-surface temperature variability and climate change-induced coral mortality in the western Indian Ocean: *Marine Pollution Bulletin* 60: 964-970.
- Bohnsack JA. 2000. A comparison of the short-term impacts of no-take marine reserves and minimum size limits. *Bulletin of Marine Science* 66: 635-650.
- Bender MA, Knutson TR, *et al.* 2010. Modeled Impact of Anthropogenic Warming on the Frequency of Intense Atlantic Hurricanes. *Science* 327: 454-458.
- Boyer JN, Jones RD. 2002. A view from the bridge: External and internal forces affecting the ambient water quality of the Florida Keys National Marine Sanctuary (FKNMS). In *The Everglades, Florida Bay, and coral reefs of the Florida Keys: An ecosystem source book* (JW Porter, KG Porter, eds.). Boca Raton: CRC Press, pp. 609–628.
- Bruckner AW, Bruckner RJ. 2006. The recent decline of *Montastraea annularis* (complex) coral populations in western Curaçao: a cause for concern? *Revista de Biologia Tropical* 54 (Suppl. 3): 45-58.

- Bruno JF, Bertness MD. 2001. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. In *Marine community ecology* (eds. Bertness MD, Gaines SD, Hay ME). Sunderland: Sinauer, pp. 201–218.
- Bruno JF, Selig ER, Casey KS, Page CA, Willis BL, et al. 2007. Thermal stress and coral cover as drivers of coral disease outbreaks. *PLoS Biology* 5: e124. [doi:10.1371/journal.pbio.0050124]
- Burke L, Maidens J. 2004. *Reefs at Risk in the Caribbean*. Washington DC: World Resources Institute.
- Burke L, Reyntar K, Spalding M, Perry AL. 2011. *Reefs at Risk Revisited*, Washington DC: World Resources Institute, The Nature Conservancy, WorldFish Center, International Coral Reef Action Network, UNEP World Conservation Monitoring Centre and Global Coral Reef Monitoring Network.
- CARMABI. 2012. Caribbean coral species identification tool. Caribbean Marine Biological Institute, Curacao. [http://www.researchstationcarmabi.org/news/latest-news/88-updated-caribbean-coral-species-identification-tool, searched 24/2/2012].
- CARMABI Foundation. 2012. Dutch Caribbean biodiversity explorer. Caribbean Research and Management of Biodiversity Foundation, Curacao. [http://www.dcbiodata.net/explorer/home, searched 24/2/2012].
- Cordeira-Estrada S, López-Saldaña G. 2011. A novel Satellite-based Ocean Monitoring System for Mexico. *Ciencias Marinas* 37: 237–247.
- Cooper TF, De'ath G, Fabricius KE, Lough JM. 2008. Declining coral calcification in massive Porites in two nearshore regions of the northern Great Barrier Reef. *Global Change Biology* 14: 529–538.
- Donner, S. D., 2011, An evaluation of the effect of recent temperature variability on the prediction of coral bleaching events: *Ecological Applications*, v. 21, no. 5, p. 1718-1730.
- Donner SD, Potere D. 2007. The inequity of the global threat to coral reefs: *BioScience* 57: 214-215.
- Donner SD, Knutson TR, Oppenheimer M. 2007. Model based assessment of the role of human-induced climate change in the 2005 Caribbean coral bleaching event. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 104: 5483–5488.
- Dudgeon SR, Aronson RB, Bruno JF, Precht WF. 2010. Phase shifts and stable states on coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 413: 201–216.
- Duerden JE. 1901. The marine resources of the British West Indies. *West Indies Bulletin* 2:121-163.
- Dustan P. 1999. Coral reefs under stress: Sources of mortality in the Florida Keys. *Natural Resource Forum* 23: 147–155.
- Fabricius KE. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 50: 125–146.
- Friedrich T, Timmermann A, Abe-Ouchi A, Bates NR, Chikamoto MO, Church MJ, Dore JE, Gledhill DK, González-Dávila M, Heinemann M, Ilyina T, Jungclaus JH, McLeod E, Mouchet A, Santana-Casiano JM. 2012. Detecting regional anthropogenic trends in ocean acidification against natural variability. *Nature climate Change* 2: 167–171.
- Gil-Agudelo DL, Smith GW, Garzón-Ferreira J, Weil E, Peterson D. 2004. Dark spots disease and yellow band disease, two poorly known coral diseases with high incidence in Caribbean reefs. In *Coral Health and Disease* (eds. Rosenberg E, Loya Y). Berlin: Springer, pp. 337-350.
- Goreau TF. 1959. The ecology of Jamaican coral reefs. I. Species composition and zonation. *Ecology* 40: 67-90.

- Goreau TF, Goreau NI. 1973. The ecology of Jamaican coral reefs. II Geomorphology, zonation, and sedimentary phases. *Bulletin of Marine Science* 23: 399-464.
- Guest JR, Baird AH, Maynard JA, Muttaqin E, Edwards AJ, Campbell SJ, Yewdall K, Affendi YA, Chou LM. 2012. Contrasting patterns of coral bleaching susceptibility in 2010 suggest an adaptive response to thermal stress: *PLoS ONE* 7(3): e33353.
- Halpern B. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13: S117–S137.
- Hayes RL, Goreau TF. 2008. Satellite-derived sea surface temperature from Caribbean and Atlantic coral reef sites, 1984-2003. *Revista de Biologia Tropical* 56 (Suppl. 1): 97-118.
- Hoegh-Guldberg O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research* 50: 839–866.
- Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS and others. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318: 1737–1742.
- Hughes TP. 1994. Catastrophes, phase-shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265: 1547-1551.
- Hughes TP, Baird AH, Bellwood DR, Card M, Connolly SR, Folke C, Grosberg R, Hoegh-Guldberg O, Jackson JBC, Kleypas J, Lough JM, Marshall P, Nystrom M, Palumbi SR, Pandolfi JM, Rosen B, Roughgarden J. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301: 929-933.
- Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Hoegh-Guldberg O, McCook L, Moltschaniwskij N, Pratchett MS, Steneck RS, Willis B. 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology* 17: 360-365.
- Jackson JBC. 1997. Reefs since Columbus: *Coral Reefs* 16: S23-S32.
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA and others. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629–637.
- Jones AM, Berkelmans R, van Oppen MJH, Mieog JC, Sinclair W. 2008. A community change in the algal endosymbionts of a scleractinian coral following a natural bleaching event: field evidence of acclimatization: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275: 1359-1365.
- Kleypas JA, Yates. 2009. Coral Reefs and Ocean Acidification. *Oceanography* 22: 108-117.
- Knutson TR, Sirutis JJ, Garner ST, Vecchi GA, Held IM. 2008. Simulated reduction in Atlantic hurricane frequency under twenty-first-century warming conditions. *Nature Geoscience* 1: 359-364.
- McClellan RF, Tysban A. 2001. Coastal zones and marine ecosystems. In *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability* (McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS, eds.) Cambridge: Cambridge University Press, pp 343–379.
- La Jeunesse TC, Smith RT, Finney J, Oxenford H. 2009. Outbreak and persistence of opportunistic symbiotic dinoflagellates during the 2005 Caribbean mass coral 'bleaching' event. *Proceedings of the Royal Society B*. 276: 4139-4148.
- Landsea CW, Vecchi GA, Bengtsson L, Knutson TR. 2010. Impact of duration thresholds on Atlantic tropical cyclone counts. *Journal of Climate* 23: 2508–2519.
- Le Boef BJ, Kenyon KW, Villa-Ramirez B. 1986. The Caribbean monk seal is extinct. *Marine Mammal Science* 2: 70-72.
- Leão ZMAN, Kikuchi RKP, Viviane T. 2003. Corals and coral reefs of Brazil. In *Latin American Coral Reefs* (Cortés J, ed.) Amsterdam: Elsevier, pp. 9-53.
- Mahon R, Mascia MB. 2003. The Barbados (alias Folkestone) Marine Reserve, Barbados: a late bloomer? *Gulf and Caribbean Research* 14: 171-180.
- Maynard J, Anthony K, Marshall P, Masiri I. 2008. Major bleaching events can lead to increased thermal tolerance in corals. *Marine Biology* 155: 173-182.



- McClenachan L, Cooper. 2008, Extinction rate, historical population structure and ecological role of the Caribbean monk seal. *Proceedings of the Royal Society of London, B*, v. online publication 10.1098/rspb.2007.1757.
- McClenachan L, Jackson JB, Newman MJ. 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss: *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 290-296.
- McWilliams JP, Côté IM, Gill JA, Sutherland WJ, Watkinson AR. 2005. Accelerating impacts of temperature-induced coral bleaching in the Caribbean. *Ecology* 86: 2055–2060.
- Mumby PJ, Harborne AR. 2010. Marine reserves enhance the recovery of corals on Caribbean reefs. *PLoS ONE* 5(1): e8657.
- Paddock M, Reynolds J, Aguilar C, Appeldoorn R and others. 2009. Recent region-wide declines in Caribbean reef fish abundance. *Current Biology* 19: 590–595.
- Pandolfi JM, Bradbury RH, Sala E, Hughes TP and others. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301: 955–958.
- Palandro DA, Andréfouët S, Hu C, Hallock P, Müller-Karger FE, Dustan P, Callahan MK, Kranenburg C, Beaver CR. 2008. Quantification of two decades of shallow-water coral reef habitat decline in the Florida Keys National Marine Sanctuary using Landsat data (1984–2002). *Remote Sensing of Environment* 112: 3388–3399.
- Ries J, Cohen A, McCorkle D. 2010. A nonlinear calcification response to CO<sub>2</sub>-induced ocean acidification by the coral *Oculina arbuscula*. *Coral Reefs* 29: 661-674.
- Robbins MW, Lund RB, Gallagher CM, Lu Q. 2011. Change points in the North Atlantic tropical cyclone record. *Journal of the American Statistical Association* 106: 89 - 99.
- Rogers CS. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Progress Series* 62: 185-202.
- Schutte VGW, Selig ER, Bruno JR. 2010. Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 402: 115–122.
- Selig ER, Casey KF, Bruno JF. 2010. New insights into global patterns of ocean temperature anomalies: implications for coral reef health and management. *Global Ecology and Biogeography* 19: 397–411.
- Spalding MD. 2004. *A Guide to the Coral Reefs of the Caribbean*. Berkeley: University of California Press.
- Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdaña ZA, Finlayson M, Halpern BS, and others 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience* 57: 573–583.
- Stoddart DR. 1963. Catastrophic storm effects on the British Honduras reefs and cays. *Nature* 196: 512-515.
- Sutherland KP, Shaban S, Joyner JL, Porter JW, Lipp EK. 2011. Human pathogen shown to cause disease in the threatened Eklhorn Coral *Acropora palmata*. *PLoS ONE* 6(8): e23468.
- van Oppen M, Lough JM. 2008. *Coral bleaching: patterns, processes, causes and consequences*. Berlin: Springer Verlag.
- Weil E, Rogers CS. 2011. Coral Reef Diseases in the Atlantic-Caribbean. In *Coral reefs: an ecosystem in transition* (Dubinsky Z, Stambler N, eds.). Netherlands: Springer, pp 465-491.
- Wilkinson CR, 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*.
- Wilson SK, Graham NAJ, Pratchett MS, Jones GP, Polunin NVC. 2006. Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology* 12: 1–15.

Traduit Keith *et al.* (2013). Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS ONE Supplementary material doi:10.1371/journal.pone.0062111.s002

Wing SR, Wing ES. 2001. Prehistoric fisheries in the Caribbean. *Coral Reefs* 20: 1-8.

Woodley JD, Chornesky EA, Clifford PA, Jackson JBC and others. 1981. Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science* 214: 749–755.