

RESTAURATION DES RÉCIFS CORALLIENS DÉGRADÉS PAR DES PERTURBATIONS  
LOCALES : DÉVELOPPEMENT D'UN OUTIL D'ANALYSE DE PROJETS DE RÉINTRODUCTION  
DE CORAUX HERMATYPIQUES

par  
Catherine George

Essai présenté au Département de biologie  
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale (M.E.I.)

Sous la direction de Monsieur Marc Bélisle

FACULTÉ DES SCIENCES  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, mai 2017

## Table des Matières

SOMMAIRE .....	III
REMERCIEMENTS .....	IV
LISTE DES SIGLES, SYMBOLES ET ACRONYMES .....	V
LEXIQUE .....	VI
INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 1 - RESTAURATION ÉCOLOGIQUE DURABLE : CONCEPTS DE BASE ET CAS DES RÉCIFS CORALLIENS .....	3
1.1 Développement durable et restauration écologique .....	3
1.1.1 Aspect socio-culturel et économique .....	4
1.1.2 Aspect politique .....	5
1.2 Objectifs de la restauration des récifs coralliens .....	6
1.2.1 Rétablissement physique du récif .....	8
1.2.2 Rétablissement de la diversité biologique .....	9
CHAPITRE 2 - CONDITIONS POUR UNE RÉINTRODUCTION RÉUSSIE .....	12
2.1 Conditions d'application de la réintroduction .....	12
2.1.1 Conditions environnementales .....	13
2.1.2 Conditions socio-économiques et politiques .....	14
2.2 Modalités techniques .....	15
2.2.1 Techniques de réintroduction .....	15
2.2.2 Caractéristiques de l'espèce à transplanter .....	19
2.3 Avantages et limites de la réintroduction d'espèces coralliennes .....	20
2.4 Méthodes de suivi .....	22
CHAPITRE 3 - CRÉATION D'UN OUTIL DÉCISIONNEL .....	25
3.1 Objectifs de l'outil .....	25
3.2 Méthodologie .....	26
3.2.1 Format et construction de la grille d'analyse .....	26
3.2.2 Choix des thèmes et des critères d'évaluation .....	27
3.3 Interprétation des résultats .....	30
3.4 Limites de l'outil .....	30
CONCLUSION .....	32
RÉFÉRENCES .....	34
BIBLIOGRAPHIE .....	42
ANNEXE 1 - TEXTES ET ARTICLES DE LA CDB ET DE L'ONU .....	43
ANNEXE 2 - INTERACTIONS ET GROUPES TAXONOMIQUES AU SEIN D'UN RÉCIF CORALLIEN .....	46
ANNEXE 3 - ARBRE DE DÉCISION .....	48
ANNEXE 4 - INDICATEURS DE STRESS ET DE L'ÉTAT DE SANTÉ D'UN RÉCIF CORALLIEN .....	50

ANNEXE 5 - OPTIMISER LES CHANCES DE SUCCÈS DE LA RÉINTRODUCTION ..... 53

ANNEXE 6 - INDICATEURS DE SUIVI DES GRANDS PROGRAMMES DE SUIVI DES RÉCIFS CORALLIENS  
..... 56

ANNEXE 7 - QUESTIONNAIRE D'ÉVALUATION DE L'OUTIL D'ANALYSE ..... 59

## Sommaire

La dégradation des écosystèmes coralliens s'est fortement accentuée au cours de la dernière décennie. Les changements climatiques, en particulier le réchauffement climatique, et les pressions anthropiques locales, telles que la pêche intensive, l'urbanisation croissante des zones côtières et le tourisme désorganisé, sont les principales menaces qui pèsent sur les récifs coralliens. Or, le bien-être des sociétés humaines, le développement économique et les avancées biotechnologiques dépendent fortement de ces écosystèmes et des services qu'ils fournissent.

À l'heure actuelle, la résistance et la résilience des récifs coralliens sont fortement diminuées et la plupart nécessite des interventions humaines afin de se rétablir rapidement. La restauration de ces écosystèmes constitue donc un des défis actuels des gestionnaires en environnement et des institutions politiques.

Les coraux hermatypiques sont des organismes ingénieurs, constructeurs des récifs, et sont par le fait même, à l'origine de la structure et de la richesse de ces écosystèmes. La transplantation de certaines espèces de coraux hermatypiques, relativement résistants et résilients aux changements climatiques et aux variations du milieu peut-être une solution envisageable pour renforcer les populations coralliennes et rétablir les écosystèmes récifaux, ainsi que les biens et les services qu'ils fournissent.

Le présent essai vise à développer un outil d'analyse permettant d'évaluer la faisabilité et les retombées d'un projet de réintroduction corallienne dans le but de restaurer un récif et ses fonctions. L'outil intègre les principes de développement durable afin de garantir une certaine pérennité du projet. Malheureusement, ce dernier n'a pu être testé dans des conditions réelles afin de valider son efficacité. Cette démarche essentielle constitue la prochaine étape avant de pouvoir utiliser l'outil pour analyser un projet de réintroduction corallienne.

L'essai rappelle néanmoins l'importance de privilégier les mesures de conservation et de protection des récifs coralliens. De fait, la restauration corallienne nécessite des mesures et des interventions relativement coûteuses, dont les résultats restent souvent incertains.

## Remerciements

Cet essai clos les deux années de Maîtrise en Écologie internationale de l'Université de Sherbrooke, au cours desquelles j'ai eu la chance de recevoir un enseignement riche et complet qui m'a permis de développer les outils nécessaires pour faire face à différentes problématiques écologiques concrètes.

Je tiens tout d'abord à remercier la direction de la Maîtrise, en particulier Caroline Cloutier, pour m'avoir permis d'intégrer le programme, pour son suivi régulier et ses conseils avisés. Merci également au Dr Marc Bélisle pour son travail de supervision, aussi bien lors du stage que tout au long de cet essai.

Je souhaite également remercier les Dr Miguel-Angel Ruiz Zarate de *El Colegio de la Frontera Sur* au Mexique, ainsi que le professeur Alasdair Edwards de l'université de Newcastle en Angleterre, pour leurs conseils en tant qu'experts ainsi que pour leurs travaux et leurs recherches consacrés aux récifs coralliens.

Je remercie mon mari pour m'avoir soutenue et accompagnée dans ce travail de rédaction, ainsi que mes amis et ma famille pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail.

Enfin, un grand merci aux étudiants et amis de la Maîtrise pour les questions échangées au cours de ces mois de rédaction.

## Liste des sigles, symboles et acronymes

AGRRA	<i>Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment</i>
AIMS LTMP	<i>Australia Institute of Marine Science- Long-term Monitoring of the Great Barrier Reef</i>
AME	Accords Multilatéraux sur l'Environnement
AMP	Aires Marines Protégées
CARICOMP	<i>Caribbean Coastal Marine Productivity Program</i>
CDB	Convention sur la diversité biologique
CRAMP	<i>Coral Reef Assessment and Monitoring Program (in Hawaii)</i>
CREMP	<i>Coral Reef Evaluation and Monitoring Project</i>
COP	Conférence des Parties
IUCN	Union International pour la Conservation de la Nature
NOAA BB	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration Biogeographic Branch</i>
ODD	Objectifs du Développement Durable
ODM	Objectifs du Millénum
ONU	Organisation des Nations Unies
SPANB	Stratégies et plans d'action nationaux pour la biodiversité
SER	<i>Society for Ecological Restauration</i>

## Lexique

Communauté écologique	Ensemble de populations d'espèces différentes qui interagissent les unes avec les autres au sein d'un même habitat.
Corail hermatypique	Espèce corallienne qui produit un squelette calcaire dur qui permet l'édification du récif. C'est le principal constructeur de récifs.
Développement durable	Développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins.
Espèces nexus	Espèces pouvant n'apparaître que transitoirement dans la trajectoire de restauration et de développement d'une communauté, mais dont la présence -ou l'absence- se répercute par des effets à long terme importants.
«Filtre» environnemental	Contraintes environnementales qui entravent la colonisation, l'établissement et le maintien à long terme de certaines espèces.
Gestionnaire/chargé de projet	Désigne la personne qui va réaliser et se charger du projet de restauration.
Inclusion sociale	Caractérise l'intégration entre les individus et les systèmes sociaux.
Nurserie	Site naturel ou artificiel occupé par les juvéniles, entre le stade larvaire et le stade adulte.
Organisme ingénieur	Organisme dont les activités naturelles modifient l'état physique du milieu et contrôlent la disponibilité des ressources pour les autres organismes.
Récif artificiel	Structure immergée construite par l'homme qui fournit un substrat approprié à la vie des organismes sessiles, qui peut contribuer à favoriser la reproduction et la survie des espèces importantes pour la pêche.
Réhabilitation	Action de remplacer des caractéristiques fonctionnelles ou structurelles d'un écosystème, qui ont été diminuées ou perdues, et ce, à condition que ces alternatives aient une plus grande valeur sociale, économique ou écologique, que celles présentes à l'état perturbé ou dégradé.
Résilience	Capacité d'une espèce ou d'un écosystème à survivre et à se rétablir après une perturbation affectant sa structure ou son fonctionnement, et à trouver, à terme, un nouvel équilibre.
Restauration active	Activité intentionnelle de rétablissement de l'écosystème par des interventions physiques directement sur le récif.
Restauration écologique	Activité intentionnelle qui consiste à aider le rétablissement d'un écosystème qui a été perturbé, dégradé ou détruit.
Restauration passive	Activité intentionnelle de rétablissement de l'écosystème par des actions indirectes visant à réduire l'impact des pressions sur le récif.

Zooxanthelles

Algues symbiotiques des coraux Scléactiniaires hermatypiques, participant à la calcification de leur exosquelette par un apport d'énergie via la photosynthèse.



## Introduction

Les milieux naturels et la biodiversité souffrent actuellement des activités anthropiques qui mènent à la dégradation de notre planète (Obura & Grimsdith, 2009). Ironie du sort, la qualité de l'environnement et les ressources naturelles conditionnent le développement économique et les dynamiques démographiques (Leménager *et al.*, 2014). Concernant les récifs coralliens, 20% de leur aire d'occupation d'origine ont été perdus et 15% risquent de disparaître d'ici 10 à 20 ans, alors que 20% sont menacés à plus long terme (Wilkinson, 2008). Or, plus de 500 millions de personnes dépendent de ces écosystèmes qui couvrent à peine 1% de la planète. La valeur économique des services écosystémiques rendus par les récifs coralliens est d'ailleurs estimée à 375 milliards de dollars par an (Obura & Grimsdith, 2009). La majeure partie de ces biens et services est attribuable aux coraux Scléactiniaires hermatypiques (Goreau *et al.*, 1979, cité dans Penin, 2012). En effet, ces bio-constructeurs sont à l'origine de la complexité structurelle, de la richesse et de la productivité biologique des récifs coralliens, assurant la protection des côtes et le soutien de l'industrie des pêches, des biotechnologies et du tourisme (Spurgeon, 1992 ; Moberg *et al.*, 1999). Malheureusement, lorsqu'elles sont mal gérées et désorganisées, ces activités anthropiques représentent une menace pour les récifs (Banner, 1974 ; Wells, 1981). Les perturbations issues de ces activités, telles que la sédimentation, les écoulements des eaux usées, l'eutrophisation, la contamination du milieu marin, la dégradation des coraux et la diminution des stocks d'espèces marines, risquent d'augmenter dans les années à venir compte tenu de la croissance démographique. Ces perturbations sont d'autant plus néfastes sur les communautés coralliennes dans le contexte actuel de changement climatique qui réduit la résilience<sup>1</sup> des espèces (Westmacott *et al.*, 2000 ; Jackson *et al.*, 2001 ; Hughes *et al.*, 2003 ; Edwards & Gomez, 2007).

Pour répondre à ce constat alarmant, de plus en plus de pays ont montré au cours de la dernière décennie un engagement, non seulement dans la conservation mais également, dans la restauration des milieux naturels via des programmes de restauration et les Objectifs d'Aichi (CDB, 2010). Compte tenu de la croissance lente des coraux, les projets de restauration sont particulièrement intéressants pour faciliter et accélérer le rétablissement des récifs. L'introduction de coraux hermatypiques sur un récif dégradé pourrait aider son rétablissement structurel physique et biologique (Rinkevich, 1995 ; Cristofoli & Mahy, 2010 ; Edwards *et al.*, 2010). Néanmoins, il est actuellement difficile d'évaluer dans quelles conditions écologiques et dans quels contextes socio-économiques cette technique serait efficace.

---

<sup>1</sup> La résilience d'un écosystème ou d'une espèce correspond à sa capacité à survivre et à se rétablir après une perturbation affectant sa structure ou son fonctionnement, et à trouver, à terme, un nouvel équilibre (Commission d'enrichissement de la langue française, 2009).

Le présent essai tente de répondre à ces questions après un rapide rappel de l'importance des récifs coralliens pour les sociétés humaines. Il expose dans un premier temps les grands concepts du développement durable ainsi que les textes de lois internationaux qui encouragent les pays à restaurer et protéger leur patrimoine naturel. Cette première partie présente également comment appliquer ces concepts à la restauration des récifs coralliens ainsi que les conditions favorisant le succès des projets de restauration écologique de ces écosystèmes. Une deuxième partie présente les conditions nécessaires et les précautions à prendre lors de la réintroduction d'espèces coralliennes, avant de proposer, à titre exploratoire, un outil d'aide à la décision permettant d'évaluer le succès de projets de restauration des récifs coralliens par l'introduction de coraux hermatypiques. L'essai met l'accent sur cette méthode de restauration car les coraux hermatypiques sont des «ingénieurs<sup>2</sup>» écologiques qui constituent la base de la structure et de la complexité de ces écosystèmes (Edwards *et al.*, 2010).

---

<sup>2</sup> Les espèces ingénieurs sont des organismes dont les activités naturelles modifient l'état physique du milieu et contrôlent la disponibilité des ressources pour les autres organismes (Jones *et al.*, 1994).

## Chapitre 1

### Restauration écologique durable : concepts de base et cas des récifs coralliens

À l'heure actuelle, la conservation des écosystèmes n'est plus suffisante pour protéger la plupart des milieux naturels. En effet, les pressions anthropiques sont trop importantes et les conditions environnementales varient trop rapidement (Seddon *et al.*, 2007). Les gestionnaires en environnement et les organisations internationales se tournent alors de plus en plus vers la restauration écologique dans l'espoir d'augmenter la résilience des écosystèmes et de conserver notre patrimoine naturel (SER, 2002 ; CDB, 2011 ; Côté & Reynold, 2006 ; Chavanich *et al.*, 2015).

Selon la *Society for Ecological Restoration* (SER, 2002), la restauration écologique est une «activité intentionnelle» qui consiste à «aider le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, abîmé ou détruit». En d'autres termes, c'est une action qui consiste à ramener un écosystème dégradé, au plus près possible de ses conditions d'origine.

Un écosystème est considéré comme rétabli lorsqu'il contient un assemblage d'espèces caractéristiques de l'écosystème de référence, ainsi que suffisamment de ressources biotiques et abiotiques pour maintenir seul ses fonctions écologiques et la structure de ses communautés. Il doit également être intégré au paysage avec lequel il interagit afin d'assurer une certaine continuité écologique et culturelle. Enfin, il doit être résilient face aux périodes de stress environnementales locales et naturelles (SER, 2002 ; CDB, 2011). Un écosystème restauré peut être considéré comme sain s'il fonctionne normalement par rapport à son écosystème de référence ou à une série appropriée d'attributs écosystémiques (i.e. biens et services fournis) restaurés (CDB, 2011).

Afin d'optimiser la réussite des opérations de restauration des récifs coralliens et qu'elles soient efficaces à long terme dans le contexte actuel de changement climatique rapide, il est primordial de prendre en compte les concepts de développement durable (Barthélémy & Souchon, 2009 ; Leménager *et al.*, 2014) et de bien définir les objectifs de restauration (Aronson *et al.*, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007).

#### 1.1 Développement durable et restauration écologique

L'Organisation des Nations Unies (ONU) définit le développement durable comme étant «un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs.» (ONU, 2016). Les actions mises en place dans le cadre du développement durable visent à construire

un monde résilient, qui profite à tous de manière équitable et à long terme, à la fois respectueux des individus et de la planète. La conciliation de la croissance économique, l'inclusion sociale<sup>3</sup> et la protection de l'environnement est donc essentielle à l'atteinte des objectifs du développement durable (ONU, 2016).

La restauration des écosystèmes est actuellement le devoir de tous comme en témoignent les Objectifs du Développement Durable (ODD) de l'ONU et les Objectifs d'Aichi du Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020, récemment adoptés par la Conférence des Parties (COP) à la Convention sur la diversité biologique (CDB ; CDB, 2011 ; ONU, 2015). En effet, la restauration des écosystèmes est clairement énoncée par les objectifs 14 et 15 des ODD et des Objectifs d'Aichi, ainsi que dans les articles 8 et 9, du texte de la Convention sur la diversité biologique et dans les décisions de la Conférence des Parties (tableau A.1.2 en annexe 1). Les autres objectifs concernent la conservation et la préservation des écosystèmes ainsi que la diversité biologique soulignant que la restauration écologique, compte tenu des coûts et de l'incertitude de succès, n'est qu'un outil de soutien de la biodiversité (Leménager *et al.*, 2014). En effet, la restauration et la conservation sont des activités complémentaires qui cherchent à limiter la crise écologique actuelle en freinant l'érosion de la biodiversité (Young, 2000). Elles ne doivent en aucun cas remplacer les mesures de protection des écosystèmes coralliens, principal outil de gestion de ces écosystèmes (Abelson, 2006).

La restauration écologique est à la base une approche qui vise à rétablir un écosystème endommagé (SER, 2002). Elle a su néanmoins s'adapter aux concepts de développement durable en prenant en compte, non seulement les valeurs écologiques (e.g. services écosystémiques et rôles écologiques des espèces), mais également les réalités socio-culturelles (e.g. besoins des populations, conflit du projet avec des pratiques traditionnelles), économiques et politiques, ce qui incite une certaine gestion durable du projet et un bien-être humain (Leménager *et al.*, 2014). En effet, un projet de restauration pourra être réalisé grâce à un support politique et financier. Il sera pérenne s'il contribue au bien-être des populations et au développement économique.

### **1.1.1 Aspect socio-culturel et économique**

L'économie de nombreux pays tropicaux, basée sur la pêche et le tourisme, dépendent de leurs récifs coralliens. En effet, un récif sain et fonctionnel héberge une riche diversité d'espèces marines, attire de nombreux plongeurs et permet la formation d'un lagon sécuritaire (Obura & Grimsdith, 2009 ; CDB, 2011 ; Roche *et al.*, 2016). Ainsi, un des principaux arguments socio-économiques pour la restauration des récifs

---

<sup>3</sup> L'inclusion sociale caractérise l'intégration entre les individus et les systèmes sociaux (Luhmann, 1984)

coralliens est de rétablir le flux de biens (e.g. espèces marines et de matériaux d'intérêt commercial et pharmaceutique) et services (e.g. protection des côtes, création de milieu esthétiques et récréatifs, support culturel) qu'ils fournissent (Moberg & Folke, 1999 ; Edwards & Gomez, 2007).

L'approche sociologique s'est nouée autour des sentiments d'incertitude des écologistes quant au succès et à la pérennité des travaux de restauration (Barthélémy & Souchon, 2009). De plus, la participation des communautés locales, tributaires de ses ressources et possédant des connaissances sur l'écosystème est généralement essentielle pour une restauration écologique durable (Dierendonck & Vries, 1996). La restauration écologique et la protection des écosystèmes, en promouvant des moyens de subsistances durables, soutient et encourage donc un retour aux méthodes traditionnelles (e.g. pêche traditionnelle et de subsistance), lesquelles donnent généralement lieu à une plus grande équité économique (CDB, 2011).

L'éducation et la sensibilisation du public sont donc des aspects importants à prendre en compte lors de projets de restauration et ce, afin d'obtenir une participation de l'ensemble des parties prenantes laquelle est nécessaire à l'exécution efficace du projet (Westmacott *et al.*, 2000). L'élaboration et la mise en œuvre de programmes de communication à l'échelle régionale, nationale et mondiale soulignant les avantages économiques, écologiques et sociaux de la restauration des écosystèmes sont donc essentiels. La sensibilisation du public, des décideurs et des gestionnaires de l'environnement à l'importance des récifs coralliens dans la prestation de services écosystémiques, c'est-à-dire leur bien-être, faciliterait le financement et l'exécution de projets de restauration (Westmacott *et al.*, 2000 ; CDB, 2011).

Un appui d'ordre politique est donc nécessaire pour aider à la mise en œuvre des campagnes de sensibilisation et d'éducation du public ainsi que pour définir un cadre légalement contraignant, permettant la durabilité de ces projets.

### **1.1.2 Aspect politique**

L'autorité et un solide engagement politique sont essentiels pour la mise en œuvre efficace et l'encadrement des programmes de restauration durable et la bonne gestion des ressources naturelles (CDB, 2011). Ils permettent d'obtenir des financements, de réaliser les campagnes d'éducation et de sensibilisation du public ainsi que de mettre en place des aires protégées et des restrictions contraignantes (CDB, 2011). Pour retenir l'attention et le soutien des dirigeants locaux et nationaux, il peut être nécessaire de leur rappeler leur engagement au sein de l'ONU et des ODD, ainsi qu'au sein de la COP et vis-à-vis de la CDB.

En effet, la COP a adopté le Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique lors de la CDB à Nagoya en 2010 (CDB, 2011). Ce Plan est composé de 5 buts stratégiques qui contiennent les 20 objectifs d'Aichi. Tous les gouvernements ayant ratifié le traité de la CDB se doivent donc de développer et de mettre en place des stratégies et des plans d'actions nationaux pour la biodiversité (SPANB), conformément au Plan stratégique 2011-2020 et aux Objectifs d'Aichi. Les SPANB doivent ensuite être adoptés comme instruments politiques puis être intégrés et utilisés dans les plans de développement nationaux. L'ONU a également voté les ODD en 2015, lesquels succèdent aux Objectifs du Millénaire (ODM).

Le concept de restauration écologique est clairement énoncé dans les textes de l'ONU et de la CDB, respectivement par les objectifs 14 et 15 des ODD et les objectifs d'Aichi 14 et 15 du Plan stratégique pour la diversité biologique (annexe 1 ; CDB, 2010 ; ONU, 2015). Il doit donc faire partie intégrante des plans nationaux des Parties et des Pays des Nations Unies. D'autres organisations internationales et accords multilatéraux sur l'environnement (AME), tels que la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification et la Convention sur la conservation des espèces migratrices préconisent et soulignent l'importance de la restauration des écosystèmes. Ainsi, la restauration des récifs coralliens et la gestion des ressources récifales doivent être soutenues politiquement par des partenariats et nécessitent les efforts de toutes les parties prenantes afin de réaliser ces objectifs (Côté & Reynold, 2006 ; Burke *et al.*, 2011).

Toutefois, afin de convaincre les autorités politiques et les parties prenantes de l'importance de la restauration d'un récif dégradé, il est essentiel de définir précisément les objectifs du projet et d'évaluer ses potentielles retombées financières et sociales.

## **1.2 Objectifs de la restauration des récifs coralliens**

La restauration des récifs coralliens est une solution envisageable qui peut s'appliquer à différents niveaux de dégradation suite à des perturbations à petite échelle (Aronson *et al.*, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007). Ce type de perturbation s'observe, par exemple, lorsqu'une zone du récif a été endommagée par des activités anthropiques locales ponctuelles (e.g. échouage d'embarcations, pollution) ou chroniques (e.g. ancrage, chalutage, pêche à la dynamite ou aux produits chimiques, piétinement du récif, présence fréquente de plongeurs, écoulement d'eaux usées). L'écosystème peut néanmoins avoir conservé une partie de ses fonctions et de sa structure, lui assurant une certaine résilience. Les mesures de restauration peuvent alors se limiter à réduire et contrôler le niveau de pressions anthropiques locales, notamment via des Aires Marines Protégées (AMP) ou des réserves marines. Ces mesures de restaurations dites «passives» permettent à l'écosystème de rétablir sa biodiversité, ses fonctions et sa dynamique par lui-même (Aronson *et al.*, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007).

Lorsque le récif n'est plus assez résilient pour se rétablir de lui-même, suite à des pressions trop intenses, trop fréquentes ou maintenues, la restauration dite «active», consistant en des interventions physiques sur le récif, est nécessaire. En effet, si aucune mesure n'est prise, le récif risque de se dégrader davantage ou d'évoluer vers un état alternatif stable, difficile à rétablir et présentant généralement des caractéristiques biologiques ou écologiques moins riches et moins complexes que l'écosystème d'origine (Hobbs & Norton, 1996 ; Suding *et al.*, 2004 ; Edwards & Gomez, 2007). Ces interventions sont coûteuses et nécessitent les conseils d'experts. Les tâches liées aux opérations de restaurations doivent être organisées et exécutées en fonction de leur priorité basée sur des critères tels que la taille et l'âge des organismes, leur rareté et leur contribution à la dynamique du récif (Edwards & Gomez, 2007). Il est important de rappeler que la restauration active est envisageable seulement si les conditions environnementales sont bonnes et si des mesures permettant de réduire les pressions anthropiques sont mises en place. Des mesures de restauration passives sont donc également nécessaires afin d'optimiser les chances de succès des projets de restauration et leur pérennité (Edwards & Gomez, 2007). De fait, les chances de rétablissement des coraux sont plus élevées et le rétablissement généralement plus rapide lorsque la pollution et les pressions anthropiques sont plus faibles (Wilkinson, 2008). Les interventions de restaurations actives doivent donc être appliquées dans un contexte de gestion côtière intégrée pour avoir des retombées satisfaisantes et à long terme (Edwards & Gomez, 2007). Dans le cas de perturbation ponctuelle importante comme un échouage ou une tempête tropicale, les objets exogènes risquant de dégrader les zones intactes (e.g. déplacement d'objets massifs par l'action des vagues, contaminations par de produit chimiques) doivent être rapidement enlevés des récifs avant tout autres interventions de restauration (Edwards & Gomez, 2007).

Actuellement, les résultats issus des interventions de restauration active sont incertains, du fait de la complexité du fonctionnement des récifs coralliens et des connaissances limitées de ces écosystèmes (Suding *et al.*, 2004). En effet, il est pour l'instant difficile de prévoir comment la structure et les communautés récifales vont se rétablir et si les opérations réalisées vont permettre la restauration complète ou une simple réhabilitation<sup>4</sup> de l'écosystème (Bartélémy & Souchon, 2009 ; Edwards & Gomez, 2007). Il est donc primordial de bien définir au préalable les objectifs du projet de restauration et leurs critères d'évaluation du succès avec l'ensemble des parties prenantes (Hobbs & Norton, 1996 ; Westmacott *et al.*, 2000). Cette étape importante du projet est délicate car il est difficile de choisir des systèmes de référence en plus du fait qu'il soit impossible de connaître l'évolution naturelle du récif s'il n'avait pas été dégradé (Aronson *et al.*, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007).

---

<sup>4</sup> La réhabilitation est l'action de remplacer des caractéristiques fonctionnelles ou structurelles d'un écosystème, qui ont été diminuées ou perdues, à condition que ces alternatives aient une plus grande valeur sociale, économique ou écologique, que celles présentes à l'état perturbé ou dégradé (Edwards & Gomez, 2007).

Les interventions de restauration des récifs coralliens ont généralement pour objectifs le rétablissement de la structure physique et de la diversité biologique d'origine. Les principales techniques de restauration utilisées sont la transplantation de coraux et l'utilisation de récifs artificiels (Abelson, 2006 ; Edwards & Gomez, 2007).

### **1.2.1 Rétablissement physique du récif**

Comme vu précédemment, le rétablissement des biens et services fournis par les récifs coralliens est une des principales raisons socio-économiques pour leur restauration (partie 1.1.1 ; Edwards & Gomez, 2007). Les principaux services et usages d'un récif corallien sont attribuables à sa structure physique. En effet, la structure physique des récifs agit telle une barrière qui réduit la puissance des vagues, protégeant ainsi les côtes des tempêtes tropicales et créant un lagon qui offre des conditions sécuritaires pour les activités touristiques (Spurgeon, 1992 ; Moberg *et al.*, 1999).

Lors d'un échouage de navire, de pêche à la dynamite d'extraction corallienne ou encore de tempêtes tropicales violentes, la structure du récif peut subir des dommages majeurs ou être mise en péril par des débris ou des sédiments instables (Edwards & Gomez, 2007). Dans ces cas, des opérations de restauration peuvent être réalisées afin d'aider et d'accélérer le rétablissement de la structure du récif. La restauration peut se faire via l'implantation de récifs artificiels, la refixation d'organismes récifaux récemment arrachés, ou encore, par l'introduction d'espèces coralliennes, notamment de coraux hermatypiques, constructeurs de récifs. Cette dernière option limite l'introduction de matériaux exogènes et présente de nombreux retours d'expérience positifs, mais elle est plus coûteuse et demande plus de connaissances du récif à restaurer et des espèces coralliennes locales (Edwards & Gomez, 2007 ; Edwards *et al.*, 2010 ; Chipeaux *et al.*, 2016)

Les fonctions de l'écosystème peuvent se rétablir si l'intervention est adaptée et efficace. La structure du récif ainsi rétablie, l'écosystème retrouve alors une certaine complexité structurelle, qui offre une diversité d'habitat aux organismes récifaux. Dans certains cas, un retour de la richesse et de la productivité du récif, dont dépend l'industrie des pêches, du tourisme et des biotechnologies, est possible. Lorsque l'objectif du projet est de restaurer la structure physique du récif, l'assemblage des espèces obtenues suite à ce rétablissement importe peu, tant que les services et fonctions que remplissent ces derniers sont similaires à ceux présents avant la perturbation. On parle alors de réhabilitation de l'écosystème plutôt que de restauration (Edwards & Gomez, 2007).

Malheureusement, la réhabilitation ne permettant pas toujours de retrouver la même composition biologique, elle ne prend pas en compte le rôle propre de chacune des espèces et peut entraîner une perte de



biodiversité, n'assurant pas la résilience du récif à long terme (Palmer *et al.*, 1997 ; Edwards *et al.*, 2010 ; Gabrié, 2011).

### **1.2.2 Rétablissement de la diversité biologique**

Le rétablissement de la biodiversité, ou restauration complète, est souvent plus délicate que la réhabilitation. En effet, les interactions biotiques entre les différents organismes au sein d'un récif corallien sont relativement complexes. Ainsi, l'absence d'une espèce ou la surabondance d'une autre peut rapidement entraîner un déséquilibre du système (e.g. disparition d'organismes brouteurs, espèces invasives ; annexe 2 ; Jackson *et al.*, 2001).

Le rétablissement de la biodiversité nécessite au préalable une évaluation de l'état physique du récif, des conditions environnementales et des pressions anthropiques (annexe 3). Les critères des objectifs de la restauration de la biodiversité sont souvent plus difficiles à définir. Ils peuvent être basés sur les récifs à proximité, présentant des caractéristiques similaires (Edwards & Gomez, 2007), ou sur des données historiques (Jackson *et al.*, 2001). Ces récifs de références seront ensuite utilisés lors de l'évaluation des résultats de la restauration (White & Walter, 1997).

Un écosystème perturbé ou dégradé présente plusieurs contraintes environnementales ou «filtres», pour reprendre le terme de Tonn *et al.* (1990), qui entravent la colonisation, l'établissement et le maintien à long terme de certaines espèces. Ces filtres peuvent avoir lieu à différentes échelles temporelles et spatiales. Dans le cas de la restauration des récifs coralliens, trois filtres principaux peuvent être retenus : les filtres de dispersion, les filtres abiotiques et les filtres biotiques (Cristofoli & Mahy, 2010).

Les filtres de dispersion spatiale sont liés à la propagation sexuée des espèces coralliennes et récifales et à la connectivité écologique entre les récifs (Cristofoli & Mahy, 2010). Par exemple, dans le cas d'une restauration passive ou d'une restauration active via des récifs artificiels, la re-colonisation du site par les espèces coralliennes et récifales (e.g. poissons, crustacés) pourra être réalisée par l'arrivée d'individus provenant du large ou de récifs voisins (Foulquie *et al.*, 2009 ; Blackway *et al.*, 2013 ; Idhalla *et al.*, 2015 ; Hata *et al.*, 2017). Dans un premier temps, cela nécessite que les récifs voisins soit fonctionnels. Dans un deuxième temps, cela signifie que le contexte spatial (e.g. courant, connectivité écologique) est satisfaisant pour permettre l'arrivée de ces individus ou que ces individus appartiennent à des espèces capables de passer outre ces filtres (i. e. obstacles) de dispersion (Seabloom & Van der Valk, 2003). Étant donné l'état actuel des récifs coralliens, il y a peu de chance que ceux-ci soit fonctionnels et que la connectivité entre deux sites soit satisfaisante. La réintroduction et le renforcement des populations coralliennes par transplantation

peut donc être une option pour passer outre la contrainte de dispersion (Palmer *et al.*, 1997 ; Seabloom & Van der Valk, 2003).

Les filtres abiotiques englobent l'ensemble des conditions abiotiques peu propices pour l'établissement des larves (e.g. substrat meuble et absence de crevasses ou de fractures), la croissance des organismes coralliens et récifaux (e.g. turbidité, température, pH), ainsi que leur reproduction sexuée ou asexuée (e.g. absence de courant, stress). Ces filtres abiotiques concernent non seulement les coraux mais l'ensemble des organismes récifaux. Ils peuvent être limités via la transplantation d'organismes ingénieurs, tels que les coraux hermatypiques, qui vont permettre la création de différents micro-habitats nécessaires au bon développement des différents stades de vie des organismes coralliens et récifaux (Hobbs & Norton, 2004 ; Young *et al.*, 2005).

Les filtres biotiques concernent les interactions (e.g. compétition et prédation) entre les espèces présentes sur le récif à restaurer (e.g. «espèces nexus<sup>5</sup>») et les espèces récemment établies. Encore une fois, la transplantation d'organismes ingénieurs, tels que les coraux hermatypiques dont l'activité peut créer des structures profitant à d'autres espèces, peut accélérer le processus de restauration en facilitant la colonisation des espèces coralliennes et récifales (Auberson, 1982 ; Jones *et al.*, 1997 ; Wright *et al.*, 2002).

Les projets de restauration écologique visent à limiter ces contraintes et à retrouver un cortège d'espèces le plus similaire à celui d'origine, le retour de toutes les espèces étant rarement possible (Palmer *et al.*, 1997 ; Cristofoli & Mahy, 2010). La restauration écologique se base donc sur la théorie des successions et les règles de l'assemblage des communautés («*Assembly theory*», Odum, 1969 ; Lockwood *et al.*, 1997 ; Young, 2000). En effet, elle est fondée sur l'idée que la structure et la composition des communautés écologiques (i.e. ensemble de populations d'espèces différentes qui interagissent les unes avec les autres au sein d'un même habitat, à un temps donné (Begon *et al.*, 1990)) ne sont pas dues au hasard, mais dépendent d'interactions existant entre les espèces et entre les espèces et l'écosystème, la présence d'une espèce pouvant ainsi favoriser le retour d'une autre (Lockwood *et al.*, 1997 ; Weiher *et al.*, 1998). Basé sur ce concept, l'introduction d'espèces «ingénieuses», comme les coraux hermatypiques, est une technique de restauration et de conservation des récifs qui présente de nombreux avantages car elle augmente les chances de reproduction et de survie des coraux hermatypiques en passant outre la contrainte de dispersion et les

---

<sup>5</sup> Les espèces nexus sont des espèces pouvant n'apparaître que transitoirement dans la trajectoire de restauration et de développement d'une communauté, mais dont la présence -ou l'absence- se répercute par des effets à long terme importants (Drake *et al.*, 1996 ; Lockwood *et al.*, 2004)

filtres abiotiques lors des stades critiques de développement (i.e. larves et juvéniles ; Fabricius & Metzner, 2004). Elle permet également le renforcement des populations locales de coraux et de leurs métapopulations, accompagné d'une augmentation du flux d'individus au sein d'une zone spatiale définie (Hanski & Gilpin, 1991). Enfin, l'introduction de coraux hermatypiques pourrait favoriser et accélérer le processus de rétablissement du récif en créant des habitats hétérogènes et en facilitant le retour d'organismes récifaux (Palmer *et al.*, 1997 ; Seabloom & Van der Valk, 2003 ; Cole & Riegl, 2012). Néanmoins, plusieurs conditions doivent être remplies et des précautions doivent être prises avant toute réintroduction d'espèces car cette technique n'est pas sans risques. Le chapitre suivant présente donc les conditions nécessaires et recommandées pour réaliser une réintroduction réussie et durable.

## Chapitre 2

### Conditions pour une réintroduction réussie

La réintroduction d'espèces consiste à les réimplanter dans leur aire de répartition traditionnelle. Ce terme est également utilisé lorsqu'il s'agit de renforcer des populations, bien que les termes «repeuplement» ou «renforcement» soient alors plus appropriés (Nechay, 1996). Cette technique avait d'abord comme objectif de sauver les espèces menacées, comme ce fût le cas pour l'Oryx d'Arabie (*Oryx leucoryx*) et le Tamarin lion doré (*Leontopithecus rosalia*) (Price, 1989 ; Kleiman *et al.*, 1991). Depuis le début des années 1990, plusieurs projets de réintroduction sont mis en place dans le but de restaurer l'ensemble de l'écosystème, comme la réintroduction du cheval de Przewalski (*Equus ferus przewalskii*) ou de l'Ours brun (*Ursus arctos*) (Dierendonck & Vries, 1996 ; Ewen & Armstrong, 2007 ; Tosi *et al.*, 2015).

La réintroduction de coraux hermatypiques est une technique de restauration qui permet d'aider le rétablissement de la structure physique et biologique du récif tout en contribuant au soutien de populations coralliennes (Ewen & Armstrong, 2007). Le projet de restauration par la transplantation est considéré comme un succès à long terme lorsqu'une communauté autonome et fonctionnelle est établie (Griffith *et al.*, 1989 ; Edwards & Gomez, 2007). Dans un premier temps, la partie 2.1 aborde dans quelles conditions la transplantation semble efficace pour aider la restauration des récifs. La partie 2.2 propose différentes techniques utilisées et certaines caractéristiques importantes à prendre en compte lors du choix des espèces à transplanter. Les avantages et les inconvénients de la transplantation sont présentés dans la partie 2.3. Enfin, la partie 2.4 soulignera l'importance de mettre en place des mesures de gestion et de suivi.

#### 2.1 Conditions d'application de la réintroduction

La réintroduction d'espèces coralliennes nécessite des conditions environnementales particulières satisfaisantes pour le bon développement de l'espèce et son recrutement, mais aussi un contexte politico-social favorable (Griffith *et al.*, 1989 ; Edwards & Gomez, 2007 ; IUCN, 2013). La cause du déclin des populations à réintroduire doit également être identifiée et prise en charge afin de ne pas compromettre les générations futures de coraux et permettre des récifs coralliens fonctionnels et durables (Veitch, 1994 ; IUCN, 1998 ; Ewen & Armstrong, 2007 ; Edwards & Gomez, 2007). Il faut également évaluer le potentiel de rétablissement du récif, basé sur son état écologique actuel et sur les mesures de protections existantes ou à mettre en place (Rinkevich, 2014 ; Flower *et al.*, 2016).

### 2.1.1 Conditions environnementales

Les conditions et l'état environnemental local (i.e. écologique et physique) sont des facteurs déterminants dans les décisions de restauration active d'un récif et dans les chances de succès de la réintroduction d'une espèce (Griffith *et al.*, 1989 ; Edwards & Gomez, 2007 ; Ewen & Armstrong, 2007). Le chargé de projet doit donc être capable de définir quelles sont les conditions écologiques et physiques nécessaires et quelles sont les actions à entreprendre avant toute intervention, en fonction du site, des perturbations et des espèces à réintroduire, pour que la restauration active soit efficace (Edwards & Gomez, 2007).

De manière générale, pour que la restauration du récif soit réussie, il est tout d'abord primordial que la zone dégradée à restaurer soit peu étendue (Edwards & Gomez, 2007). De plus, le succès et la pérennité des projets de restauration de récifs dépendent de la qualité de l'habitat (Griffith *et al.*, 1989). En effet, les larves s'établissent préférentiellement sur des substrats stables et rugueux, dans des zones abritées des vagues (Edwards & Gomez, 2007). L'orientation du substrat et l'intensité lumineuse ont également un rôle dans l'établissement des larves et leur survie lors des premiers stades de développement (Mundy & Babcock, 1998). Le bon développement des espèces coralliennes est ensuite lié à la qualité de l'eau (i.e. contamination) et aux paramètres physico-chimiques du milieu (e.g. pH, salinité, température, turbidité, sédimentation), les coraux nécessitant des conditions particulières et relativement stables (Roger, 1990 ; Donner *et al.*, 2005 ; Orr *et al.*, 2005 ; Wilkinson, 2008 ; Salvat & Allemand, 2009). Les coraux sont particulièrement vulnérables au réchauffement et à l'acidification des océans résultant du changement climatique globale (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). Enfin, les coraux étant en compétition pour l'espace avec les espèces algales, leur croissance et leur survie dépendent du taux de broutage ou d'herbivorie (i.e. abondance d'herbivores/brouteurs) et du recouvrement algal (McCook *et al.*, 2001 ; Edwards & Gomez, 2007). Il est également nécessaire de vérifier que la zone à restaurer ne présente aucune menace ou entrave physique (e.g. débris et déchets volumineux) qui risque de dégrader le récif ou de limiter le recrutement corallien (annexe 3 ; Edwards & Gomez, 2007). Le gestionnaire ou chargé de projet devra donc définir qu'elle est la tendance qui va affecter le récif dans les mois, voir les années, à venir. Il devra ensuite identifier des indicateurs du potentiel de rétablissement du récif basé sur l'état de santé des populations coralliennes. Les tableaux A.4.1 et A.4.2 de l'annexe 4 sont issus de l'étude de Flower *et al.* (2016) et peuvent servir de support pour répondre respectivement à chacune de ces questions. Le récif ou la parcelle récifale à restaurer doit au minimum présenter ces conditions environnementales et un certain potentiel pour avoir une chance de se rétablir. Néanmoins, afin d'assurer la pérennité de celui-ci, il est important de prendre en compte la dimension humaine qui regroupe les conditions socio-économiques et politiques.

### 2.1.2 Conditions socio-économiques et politiques

Les activités anthropiques locales, notamment la pêche et le tourisme, sont généralement les principales menaces qui nuisent directement aux espèces coralliennes. Les activités anthropiques telles que l'urbanisation et l'agriculture, ont également des impacts indirects (e.g contamination et eutrophisation) sur les récifs coralliens par leurs effets négatifs sur la qualité du milieu marin (Westmacott *et al.*, 2000). Néanmoins, ces activités nécessaires à l'économie et aux communautés locales ne peuvent être interdites sur l'ensemble de la zone côtière ou du territoire. Or, les coraux semblent plus résilients dans les zones fermées au public et où le niveau de pollution est faible (Wilkinson, 2002). Le choix du lieu de réintroduction est donc important. Il est judicieux de choisir une zone qui soit protégée ou d'y limiter et d'y contrôler les activités anthropiques via des restrictions et une réglementation sévère, tout en proposant des alternatives aux populations et en les intégrant au projet (Dierendonck & Vries, 1996 ; Westmacott *et al.*, 2000 ; CDB, 2011). La mise en place de normes et d'infrastructures par les municipalités qui visent à réduire les rejets et la contamination du milieu est également conseillée avant d'entreprendre les interventions de réintroduction de coraux. Enfin, des programmes de sensibilisation expliquant l'importance de ces écosystèmes et des espèces réintroduites, permettra de conscientiser et responsabiliser le public vis-à-vis du récif (Westmacott *et al.*, 2000 ; Edwards & Gomez, 2007 ; Burke *et al.*, 2011 ; Chavanich *et al.*, 2015). La mise en place de l'ensemble de ces mesures, ainsi que les interventions nécessaires à la restauration du récif, requièrent des supports politiques et financiers des gouvernements et du secteur privé, lesquels profitent directement de ces écosystèmes (Burke *et al.*, 2011). Ces demandes peuvent être appuyées par les organisations et les lois internationales. Les ONG et des donateurs peuvent également contribuer financièrement à la réalisation du projet (CDB, 2011).

Les coûts associés aux projets de restauration, notamment aux interventions de réintroduction, peuvent être relativement élevés et, malheureusement, peu de budgets réalistes ont été effectués (Edwards *et al.*, 2010). Cependant, l'estimation du budget de projets d'une telle envergure présente plusieurs avantages. Tout d'abord, il permet aux gestionnaires et aux gouvernements intéressés par un projet de restauration de connaître les coûts qui lui sont associés, de savoir s'ils peuvent s'engager financièrement dans ce type de projet et de faire une sélection selon les prix, du matériel à utiliser (Edwards *et al.*, 2010). Ensuite, il permet de comparer les différentes techniques en fonction des coûts et de leur efficacité et de choisir la plus appropriée (Edwards *et al.*, 2010). La réalisation de budget permet aussi de connaître quelles sont les étapes des projets de restauration les plus onéreuses afin que les chercheurs tentent de mettre en place des alternatives pour réduire ces coûts (Edwards *et al.*, 2010). Il permet au gestionnaire de comparer les techniques de restauration «active» et «passive» en fonction de leurs coûts et de leur efficacité. Il est parfois préférable (moins coûteux et moins fastidieux), dépendamment de la situation financière, politique et

environnementale, d'investir dans le renforcement des mesures de gestion (restauration passive) plutôt que de se risquer financièrement et sur plusieurs années dans des projets de restauration lourds comme la réintroduction (Edwards *et al.*, 2010). Enfin, la pérennité des projets de restauration repose également sur une gestion adaptative («*Adaptative management*») de l'écosystème qui «s'appuie sur l'apprentissage - qu'il provienne du bon sens, de l'expérience, du savoir local et traditionnel, de l'expérimentation ou du suivi - en adaptant les pratiques en fonction de ce qui a été appris» (Cordonnier & Gosselin, 2013). Une telle approche a un certain coût lié aux expérimentations et aux suivis sur le long terme.

## **2.2 Modalités techniques**

Dans les conditions socio-économiques et environnementales satisfaisantes et dans le cas où la principale cause de déclin des populations coralliennes est liée aux activités anthropiques, la réintroduction de coraux hermatypiques peut être une solution envisageable pour rétablir le récif. Plusieurs méthodes de réintroduction de coraux sont envisageables suivant les conditions socio-économiques, politiques et écologiques. Le tableau A.5.1 de annexe 5 propose plusieurs questions à se poser avant d'entreprendre toute intervention de translocation ou transplantation (tableau A.5.1 en annexe 5; Chauvenet *et al.*, 2012).

### **2.2.1 Techniques de réintroduction**

La réintroduction d'espèces consiste généralement en la transplantation ou translocation, c'est à dire, «tout mouvement d'organisme vivant d'un endroit à un autre» (IUCN, 1998). Les techniques de réintroduction de coraux Scléactiniaires incluent les propagations sexuées et asexuées (Rinkevich, 1995 ; Chavanich *et al.*, 2015). Les principales techniques utilisées suivant la littérature sont i) le bouturage à partir de fragments vivants prélevés sur le site ou sur des récifs voisins (Rinkevich, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007), ii) la culture de coraux ou *coral gardening* (Edwards & Gomez, 2007 ; Rinkevich, 2015a, Rinkevich, 2015b) et iii) le prélèvement de gamètes qui seront ensuite fixées et élevées en aquarium puis réintroduites dans le milieu une fois la colonie formée (Edwards & Gomez, 2007). Lors de ces interventions, il est important de ne pas dégrader le récif donneur sain ou peu dégradé, à partir duquel les transplants ou les gamètes seront obtenus. Il est également essentiel de maximiser les chances de survie des transplants sur la zone à restaurer (Abelson, 2006 ; Edwards & Gomez, 2007). Des recommandations sur la bonne utilisation des transplants pour restaurer les récifs proposés par Abelson (2006) sont consultables dans le tableau A.5.2 de l'annexe 5.

#### **2.2.1.1 Bouturage**

Le bouturage est la technique la moins coûteuse, mais elle semble aussi être la plus stressante pour le corail lors du prélèvement sur la colonie (Edwards & Gomez, 2007). Il est d'ailleurs conseillé de ne prélever qu'une portion inférieure à 10% de la colonie donneuse pour les coraux branchus et de prélever les fragments

situés à l'extérieur de la colonie pour les espèces massives (Edwards & Gomez, 2007). Les coraux branchus (e.g. *Acroporidae* et *Pocilloporidae*) sont généralement les meilleurs candidats pour ce type de transplantation du fait de leur taux de survie élevé, leur taux de croissance rapide et leur intérêt esthétique. Un fragment de corail est prélevé sur une colonie d'un site donneur et lorsque les transplants sont assez gros (fragments supérieur à 5-10 cm), ils peuvent directement être fixés sur le site à restaurer. Par contre, lorsque les fragments sont inférieur à 3 cm, il est préférable de les cultiver *in situ* ou *ex situ* (Edwards & Gomez, 2007) avant la fixation. Pour limiter les risques de dégradation d'une zone récifale saine lors des prélèvements de transplants, il est préférable d'appliquer cette méthode lorsque les fragments sont déjà détachés, suite à une tempête tropicale ou un échouage par exemple, ou lorsque le récif est menacé par des futurs travaux ou des développements industriels importants (Edwards & Gomez, 2007).

### **2.2.1.2 Culture du corail ou coral gardening**

Le *coral gardening*, tout comme le bouturage, utilise les propriétés du corail à former un individu à partir d'un petit fragment. Cette méthode consiste à élever des fragments ou des petites colonies de coraux dans une zone protégée et sécurisée, où le corail pourra grandir à l'abri de l'action des vagues, de la sédimentation des interférences humaines, de la prédation et de la compétition (Rinkevich, 2015b). La culture de corail est plus onéreuse que le bouturage direct, mais elle donne plus de chance de survie aux fragments (Edwards & Gomez, 2007). Le *coral gardening* peut avoir lieu *in situ*, dans une zone abritée au sein même du récif (Rinkevich, 2015b), ou *ex situ*, en aquarium (Edwards & Gomez, 2007). Cette dernière est plus coûteuse, mais elle garantit une meilleure chance de survie lors des toutes premières phases de développement ou dans le cas de très petits transplants (i.e. petits morceaux < 5 à 10mm de diamètre). La culture de coraux montre des résultats satisfaisants comparés à la croissance et au développement de colonies dans la nature. En effet, les transplants sont généralement en meilleure santé, ne présentent pas de parasites et montrent des meilleurs taux de survie une fois transplantés dans le milieu (Rinkevich, 2014).

Le temps de culture dépend des espèces, de la taille des fragments et de l'état de la zone à restaurer. En effet, plus les fragments collectés sont petits, plus le temps de culture est long, plus les coûts liés à leur entretien sont élevés. Plus les transplants sont de grande taille, plus ils ont de chance de survivre dans leur nouvel environnement. De plus, plus le site est dégradé, plus les chances de survie des transplants sont faibles (Edwards & Gomez, 2007). Ainsi, plus le site est dégradé, plus les transplants à introduire doivent être de grande taille afin d'optimiser les chances de succès. De nombreux compromis sont donc à faire entre la survie des transplants, le type de culture et les coûts de la méthode.



Les conditions d'élevage en aquarium doivent être similaires aux conditions rencontrées sur le site donneur et sur la zone à restaurer tout en présentant des conditions appropriées pour la survie et la croissance du corail (e.g. sédimentation faible et peu soumis à la houle et à l'action des vagues). En effet, plusieurs expériences ont montré que si l'environnement du site de la nurserie diffère significativement de celui du site source, les taux de survie des transplants sur la zone à restaurer seront faibles (Edwards & Gomez, 2007). Les conditions en nurserie doivent donc être représentatives des conditions au sein d'un récif corallien sain tout en considérant les paramètres chimiques du site à restaurer (Edwards & Gomez, 2007).

### **2.2.1.3 Reproduction sexuée**

Les coraux peuvent se reproduire de manière sexuée, soit par l'expulsion dans le milieu marin de gamètes, lesquels vont ensuite dériver parmi le plancton en attendant d'être fécondés, ou soit par la production de larves déjà fécondées, suivant les espèces (Richmond & Hunter, 1990). Cette première étape semble de plus en plus compromise, car les colonies sont actuellement soumises à de nombreux stress qui réduisent la fécondité des populations coralliennes (Harrison & Wallace, 1990). De plus, les colonies sont de plus en plus éloignées les unes des autres, rendant difficile la rencontre entre les gamètes et la colonisation des récifs par les larves en dispersion (Hata *et al.*, 2017).

Une fois fécondée, les gamètes donnent naissance à une larve planula qui va choisir son lieu d'installation en fonction des facteurs abiotiques (i.e. luminosité, courant, rugosité et orientation du substrat) et de facteurs biotiques (i.e. biofilm, algues corallines, compétiteurs, prédateurs ; Harrison & Wallace, 1990 ; Richmond & Hunter, 1990). Une fois encore, les conditions environnementales actuelles des récifs rendent cette étape difficile pour les larves. En effet, la compétition avec les algues y est élevée, de plus, les prédateurs et la sédimentation sont généralement des facteurs limitant l'installation et le bon développement de la larve (Hughes & Tanner, 2000 ; McCook *et al.*, 2001 ; Kuffner *et al.*, 2006 ; Vermeij, 2006). Ainsi, les techniques de fécondation des gamètes et d'élevage des larves en aquarium jusqu'à l'obtention d'une colonie de taille jugée apte pour la transplantation peut être une solution pour la restauration des récifs (Rinkevich, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007).

La propagation sexuée présente par contre plusieurs avantages par rapport aux techniques de propagation asexuée. Tout d'abord, cette technique ne nécessite pas de fragments de colonies, ce qui limite les chances de causer un stress sur la colonie donneuse. De plus, elle a l'avantage de générer un certain brassage génétique pouvant augmenter la résilience et la résistance des coraux face aux conditions actuelles de fortes pressions anthropiques et de changement climatique (Rinkevich, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007).

Néanmoins cette méthode est plus longue, plus coûteuse et plus complexe que les deux méthodes asexuées abordées précédemment (Rinkevich, 1995).

Le prélèvement de gamètes ou de larves se fait dans le milieu marin lors de la période d'émission massive (ou *spawning*) qui a lieu une fois par an, à une période très précise qui varie d'une espèce à l'autre (Richmond & Hunter, 1990 ; Rinkevich, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007). Les colonies de petites tailles peuvent être détachées du récif et placées en aquarium peu avant la ponte. Cette intervention est généralement réalisée sur les espèces expulsant des larves. Les gamètes sont ensuite fécondés *in vitro* avant de devenir une larve planula. Cette dernière se fixe ensuite sur un substrat artificiel généralement en céramique ou en béton. Le support doit présenter deux parties : une surface présentant les propriétés nécessaires à l'établissement de la larve et une partie permettant la manipulation et la fixation du support sur le récif à restaurer sans risquer d'endommager le corail (Edwards *et al.*, 2010). L'établissement de la larve peut être aidé par l'utilisation de substances attractrices dérivées de certaines espèces d'algues corallines rouges qui stimulent l'établissement et la métamorphose des larves en coraux juvéniles (Edwards & Gomez, 2007).

#### **2.2.1.4 Transplantation *in situ* et *ex situ***

Pour l'ensemble des méthodes présentées, les fragments de coraux, ou la colonie, sont fixés sur la zone à restaurer une fois qu'ils ont atteint une certaine taille et sont jugés aptes pour la transplantation (Rinkevich, 1995 ; Edwards & Gomez, 2007). Pour la technique de propagation sexuée, les transplants peuvent être placés dans les nurseries en pleine mer avant d'être fixés définitivement sur le récif à restaurer (Rinkevich, 1995). La fixation peut être réalisée avec du ciment subaquatique, des câbles et des substrats artificiels (Harriott & Fisk, 1988a, b ; Yap *et al.*, 1992). Il est important de s'assurer de la bonne fixation des transplants ou de les placer en zone abritée afin que ceux-ci restent en place par eux même (Harriott & Fisk, 1988a). En effet, la cause principale de mortalité est le détachement des transplants (Edwards & Gomez, 2007). Les meilleurs résultats de transplantation ont été obtenus en fixant les transplants avec du ciment ou des composés epoxy (Rinkevich, 1995 ; Ammar *et al.*, 2000 ; Edwards & Gomez, 2007). Il est également conseillé de favoriser l'auto-fixation du corail sur le substrat. Ce processus d'auto-fixation peut survenir quelques semaines à quelques mois après la transplantation et il est généralement observé chez les coraux branchus comme les espèces des familles des *Acroporidae* et des *Pocilloporidae*. Ainsi, l'introduction d'une branche dans une crevasse naturelle de même diamètre (afin de limiter les mouvements de la branche de corail) est une méthode peu onéreuse qui a montré des résultats concluants (Edwards & Gomez, 2007).

Pour les transplants élevés *ex situ*, ils sont déjà installés sur des substrats artificiels qu'il suffira de fixer au récif en zone abritée à l'aide de ciment ou de composés epoxy (Edwards & Gomez, 2007). Il est fortement conseillé de limiter l'introduction de matériaux transformés par l'homme qui risquent de s'oxyder dans l'eau de mer (e.g. clous, agrafes) ou de créer des dégâts s'ils sont détachés (e.g. fils, blocs de taille importante ; Edwards & Gomez, 2007).

Enfin, pour optimiser la survie des transplants, il est préférables que les conditions environnementales (e.g. vitesse de courant, profondeur, turbidité) et physico-chimiques soient similaires entre le site donneur ou d'élevage et le site d'accueil (Harriott & Fisk, 1988b).

### **2.2.2 Caractéristiques de l'espèce à transplanter**

Tout d'abord, les espèces choisies pour la transplantation sur un récif à restaurer doivent être susceptibles de survivre sur le site. Pour cela, une étude des espèces encore présentes sur le récif dégradé doit être faite. Il faut identifier les caractéristiques de ces espèces (e.g. tolérance à la sédimentation, au changement de température) et s'assurer que les espèces à transplanter présentent les mêmes capacités. Dans le cas d'une réintroduction d'espèce, il est important d'identifier les causes de sa disparition, si ces causes sont encore observables sur le site ou si des mesures peuvent être mises en place pour réduire ou éliminer les sources de la perturbation (Price, 1989 ; Kleiman *et al.*, 1991).

L'étude des données historiques sur la zone, des espèces présentes sur le récif dégradé ou sur des sites moins impactés similaires aux alentours, peut donner une idée des espèces appropriées à transplanter. Elles doivent être choisies en fonction de leurs critères biologiques, de leur rôle écologique et de leur degré de menace (IUCN, 1998). À ce titre, les espèces branchues à croissance rapides telles que les *Acroporidae* et *Pocilloporidae*, sont intéressantes car elles bâtissent rapidement des habitats et une complexité topographiques pour l'ensemble des organismes récifaux. Malheureusement, ces espèces ont tendance à être plus sensibles à la transplantation, aux maladies, au réchauffement des océans et donc au blanchissement de manière générale (Loya *et al.*, 2001 ; Edwards & Gomez, 2007). Les espèces massives et encroutantes (e.g. de la famille des *Poritidae* ou *Faviidae*), dont les colonies présentent en général un tissu épais, sont considérées comme des espèces «winners», pour reprendre le terme de Loya *et al.*, (2001), malgré leur croissance lente (Loya *et al.*, 2001). Elles semblent en effet plus résistantes et résilientes aux changements brusques de température et à la transplantation comme, par exemple, *Porites lutea* ou *Leptatrea transversa* (Loya *et al.*, 2001 ; Edwards & Gomez, 2007). Néanmoins, afin de rétablir rapidement la fonctionnalité de l'habitat et la diversité corallienne, et ce, tout en tenant compte de la restauration du récif à long terme, il est judicieux de réintroduire des espèces branchues à croissance rapide et des espèces massives à croissance

plus lente. De plus, les coraux semblent moins sensibles aux perturbations anthropiques lorsqu'ils font partie d'un récif à forte diversité biologique (Ferrigno *et al.*, 2016). La vulnérabilité des coraux au blanchissement pourrait également être liée à la constitution génétique des zooxanthelles. Ainsi, au sein d'une même espèce, certaines colonies peuvent présenter un groupe particulier de zooxanthelles plus résistantes que d'autres colonies (Rowan *et al.*, 1997). La sélection de colonies dont les zooxanthelles présentent un génotype adapté aux conditions environnementales et aux pressions anthropiques locales pourrait favoriser les chances de survie des transplants. Cette sélection peut être faite en étudiant les colonies présentes sur le site ou sur les sites voisins aux conditions similaires.

Les espèces doivent provenir de sites (*in situ* ou *ex situ*) où les conditions sont similaires au récif à restaurer, comme vu précédemment (Harriott & Fisk, 1988b). De plus, il est préférable de transplanter des espèces locales ou de réintroduire des espèces anciennement présentes sur le site, dont la disparition est liée aux activités anthropiques actuellement prises en charges. Ce type de réintroduction permet de s'assurer que l'espèce et le génotype des individus sont adaptés aux conditions environnementales locales et limite les risques d'invasions (Montalvo *et al.*, 1997 ; Cristofoli & Mahy, 2010 ; Chauvenet *et al.*, 2012). Il est également important d'évaluer le niveau de compétitivité de l'espèce à réintroduire. En effet, la grande taille et la dominance du milieu par certaines espèces coralliennes (e.g. risque de prédation, compétition pour l'espace, ombrage) peuvent limiter le développement d'autres espèces moins compétitives, entraînant une communauté corallienne peu diversifiée, généralement moins résistante aux perturbations (Maragos, 1974 ; Chapin *et al.*, 2000 ; Knudby *et al.*, 2013). Enfin, il est important que la population locale reçoive de l'information sur l'espèce réintroduite (IUCN, 1998). La réintroduction d'une espèce déjà familière pour les populations locales rendra le travail de sensibilisation plus facile.

### **2.3 Avantages et limites de la réintroduction d'espèces coralliennes**

Les avantages de la transplantation et de la réintroduction d'espèces coralliennes pour restaurer les récifs coralliens sont nombreux. Tout d'abord, c'est un outil de conservation écologique qui vise une restauration durable et intègre (IUCN, 1998). C'est à dire que cette méthode doit prendre en compte et affecter non seulement l'aspect écologique, mais également les aspects politiques, sociaux et financiers. Il est en effet nécessaire d'évaluer si le projet correspond aux idées des institutions gouvernementales locales et si elles soutiennent le projet (faisabilité politique), si le projet concerne, intègre et est soutenu par les populations et les communautés locales (faisabilité sociale) et enfin si les fonds disponibles sont suffisants pour la réalisation du projet et de ses suivis (faisabilité financière). Il s'ensuit que les retombées positives associées à la restauration du récif doivent répondre aux besoins d'engagement des politiques relatifs à la protection de l'environnement et au développement durable, répondre aux besoins sociaux et d'équité des populations

locales, ainsi que répondre aux besoins matériels et économiques. La réalisation de ce type de projet peut servir d'outil de sensibilisation en y intégrant les populations locales et en expliquant au public l'importance et le rôle d'un tel projet (Edwards & Clark, 1999).

La réintroduction et la transplantations de coraux peut par ailleurs permettre le rétablissement d'un récif dans une zone vouée à la dégradation naturelle du fait de l'absence de recrutement corallien (Edwards & Clark, 1999). De plus, les coraux sont des organismes ingénieurs qui vont permettre de rétablir la structure physique et biologique ainsi que la fonctionnalité du récif (Edwards & Clark, 1999 ; Decaëns *et al.*, 2001 ; Cristofoli & Mahy, 2010). La transplantation d'espèces ingénieuses peut également générer un retour d'autres espèces récifales (e.g. poissons et crustacés), comme suggéré par la théorie de l'assemblage des communautés, et augmenter la richesse spécifique par la création d'habitats hétérogènes (Lockwood *et al.*, 1997 ; Wright *et al.*, 2002 ; Cristofoli & Mahy, 2010). De plus, ce type d'intervention contribue directement au renforcement des populations coralliennes, ainsi qu'à la conservation d'espèces coralliennes résistantes et résilientes aux changements climatiques, tout en accélérant le processus de rétablissement du récif (Palmer *et al.*, 1997 ; Cristofoli & Mahy, 2010 ; Cole & Riegl, 2012). Les interventions de propagation asexuées et sexuée, en pleine mer ou en aquarium, permettent également de créer des banques de coraux adaptés aux changements climatiques, suivant les espèces choisies (Cole & Riegl, 2012). Enfin, la transplantation permet de limiter l'introduction de matériel exogène sur le récif à restaurer, réduisant ainsi le risque de dégâts causés lors de tempêtes tropicales violentes ou autres perturbations pouvant entraîner le déplacement de ces objets (Edwards *et al.*, 2010 ; Meesters *et al.*, 2015 ; Chipeaux *et al.*, 2016).

Les inconvénients des interventions de transplantation ou de réintroduction sont principalement liés au niveau élevé d'expertise nécessaire, aux coûts et à l'incertitude des résultats (Edwards & Gomez, 2007 ; Rinkevich, 2014). En effet, les techniques de transplantation, notamment via la reproduction sexuée, en sont encore à leurs balbutiements. Ainsi, de nombreuses études et recherches sont à faire. La recherche dans ce domaine nécessite des fonds relativement importants, notamment pour reproduire au mieux les conditions environnementales en aquarium et pour approfondir les connaissances au niveau génétique (e.g. identifier les génotypes les mieux adaptées aux conditions environnementales futures ; Rinkevich, 2014). De plus, les interventions de transplantation ne sont pas sans risques. Tout d'abord, il y a un risque de dommage sur les colonies des sites donneurs dépendamment de la technique utilisée. De plus, si les conditions environnementales ne sont pas optimales, le taux de mortalité des transplants risque d'augmenter et leur taux de croissance de diminuer. Il est également important de bien fixer les transplants sur le site à restaurer sans quoi, ces derniers ont plus de chance de mourir et risqueront, par le fait même, d'arracher des morceaux de colonies saines sous l'action des vagues. Par ailleurs, le stress généré sur le corail lors de la

transplantation peut entraîner une diminution du taux de fécondité (Edwards & Clark, 1999 ; Dickens *et al.*, 2010). Compte tenu de l'incertitude de ces interventions, il est difficile de prévoir le niveau d'impact de la transplantation, la réponse des colonies transplantées dans le récif à restaurer, ainsi que l'efficacité des interventions de restauration active dans le rétablissement du récif (Rinkevich, 2014).

Les interventions de restauration sont relativement coûteuses et fastidieuses (Edwards & Gomez, 2007). Il est donc important de les planifier sérieusement avant de les entreprendre, de vérifier que les conditions écologiques sont adéquates et de s'assurer que des mesures de gestion des perturbations anthropiques ont été mises en place. Le projet doit également être accompagné d'une gestion côtière intégrée (i.e. protection des côtes, sensibilisation du public et suivi des espèces marines) afin de garantir sa durabilité et limiter des coûts supplémentaires imprévus. Ces interventions nécessitent donc beaucoup de temps et disponibilité de la part des gestionnaires locaux (e.g. recherches et enquêtes afin d'acquérir de bonnes connaissances des conditions environnementales, sociales et politiques locales) et des scientifiques, aussi bien lors de la planification du projet que lors de sa réalisation et lors des suivis.

#### **2.4 Méthodes de suivi**

Il existe très peu de retour d'informations relatives aux projets de restauration antérieurs, car peu de suivis ont été réalisés pour évaluer les retombées de ces projets. Cependant, un retour d'expérience sur les méthodes, leurs coûts et leur efficacité permettrait d'améliorer les techniques de restauration (Hobbs & Harris, 2001 ; Abelson, 2006). Ainsi, afin de limiter les écueils et les risques liées à la réintroduction d'espèces, les protocoles et les consignes de réintroduction sont actuellement très stricts et doivent respecter des programmes de suivi (Ewen & Armstrong, 2007). La gestion de ce type de projets doit permettre de refléter à la fois les résultats par rapport aux objectifs de restauration tout en assurant un suivi des populations. Afin de limiter les coûts et les efforts liés aux suivis de réintroduction, il est préconisé de faire des suivis sur les espèces coralliennes et récifales rares et celles ciblant les objectifs de restauration. Le seul suivi des coraux présents avant les interventions de restauration ne reflète pas suffisamment l'impact des transplants sur le rétablissement du récif (Ewen & Armstrong, 2007). En effet, certaines colonies coralliennes blanchies et/ou malades, dont la mort est inévitable, peuvent être présentes sur le site à restaurer avant la transplantation. Les interventions entreprises, qu'elles soient «actives» ou «passives» ne sauveront probablement pas ces colonies. Il est également conseillé de réaliser des suivis qui permettent de déterminer la capacité de l'habitat à supporter des espèces (Ewen & Armstrong, 2007).

Il existe plusieurs méthodes de suivi standardisées des récifs. Ces méthodes ont généralement des programmes adaptés à la zone géographique et aux caractéristiques locales tels que *the Atlantic and Gulf*

*Rapid Reef Assessment* (AGRRA; Lang *et al.*, 2010), *the Caribbean Coastal Marine Productivity Program* (CARICOMP, 2001), *the Great Barrier Reef Long-Term Monitoring Program* (Sweatman *et al.*, 2008) et *Reef Check* (Hodgson *et al.*, 2006 ; Flower *et al.*, 2016). La diversité des méthodes de suivi, la dynamique des récifs coralliens et la différence des conditions environnementales entre les sites rendent complexe l'évaluation de l'efficacité écologique et socio-économique de la restauration écologique de ces écosystèmes (Chipeaux *et al.*, 2016). De plus, il n'existe pas de définition claire d'une réintroduction réussie (Chauvenet *et al.*, 2012). D'un autre côté, chaque projet a des objectifs de restauration différents. Il semble donc difficile de réaliser un protocole de suivi général (Hilderbrand *et al.*, 2005). Il est alors conseillé d'adopter une approche de gestion intégrée et adaptative avec un plan de décision dans lequel les objectifs de restauration et de conservation, à court et moyen termes, sont explicitement exposés et régulièrement révisés (Rout *et al.*, 2009 ; Nichols & Armstrong, 2012).

Chaque gestionnaire doit donc faire preuve d'une certaine autonomie et définir au mieux ses propres indicateurs de suivi, en fonction de l'écosystème et des objectifs à atteindre (Cristofoli & Mahy, 2010 ; Ewen & Armstrong, 2007). Néanmoins, il serait important de réaliser des fiches de synthèse permettant de retracer la méthode de réintroduction utilisée, la ou les espèces réintroduites, les conditions environnementales de départ, les mesures de restauration passives réalisées si nécessaire et leurs résultats, les indicateurs et les méthodes de suivi choisis, ainsi que les observations qui en découlent, et ce, pour chaque projet (Chipeaux *et al.*, 2016). Cette approche permet de justifier et quantifier le succès du projet, d'informer les gestionnaires de l'efficacité de la méthode utilisée et dans quelles conditions, ainsi que d'informer le public sur le projet en fournissant un retour et une évaluation de la réussite du projet (Edwards & Gomez, 2007 ; Cristofoli & Mahy, 2010)

L'évaluation de la réintroduction d'espèces coralliennes reste assez évidente à travers des critères simples à mesurer. Cette évaluation est faisable par le grand public après une courte formation (Jameson *et al.*, 1995 ; CARICOMP, 2001 ; Hodgson *et al.*, 2006 ; Wapnick & McCarthy, 2006). Néanmoins, plusieurs programmes de suivi existent pouvant rendre complexe l'évaluation et la comparaison de différents projets de restauration. Afin d'aider le gestionnaire dans la réalisation du suivi du projet, le tableau A.6.1 de l'annexe 6 présente plusieurs indicateurs proposés par Flower *et al.* (2016) et basés sur l'analyse et la comparaison de plusieurs programmes de suivi des récifs coralliens (CARICOMP, CRAMP, AGRRA, CREMP, NOAA BB, Reef Check, AIMS LTMP).

Enfin, il est important que la gestion et le suivi soit décentralisés et réalisés par des gestionnaires locaux, comme recommandé par le 2<sup>ème</sup> principe de la CDB.

« Les systèmes décentralisés peuvent entraîner plus d'efficacité, d'efficacités et d'équité. Tous les intéressés devraient participer à la gestion qui devrait être également propice aux intérêts locaux et à ceux de tous les humains. Plus la gestion se fait à proximité de l'écosystème, plus il y a de responsabilité, de propriété, d'imputabilité, de participation et de recours au savoir local. » (CDB, s.d.)

En effet, cela favorise une responsabilisation et une participation de la population tout en valorisant le savoir local. Ce type de gestion rejoint le concept de gestion adaptative. Il apparaît d'autant plus important dans le cas où peu de données (environnementales, économiques et sociales) sont disponibles car les décisions prises par et pour les utilisateurs locaux et les populations locales, sont basées sur leurs connaissances traditionnelles et leurs expériences du milieu (Govan *et al.*, 2008 ; Cordonnier & Gosselin, 2013).

Les deux chapitres précédents ont ainsi présenté les différents aspects et conditions nécessaires pour que la réintroduction d'espèces coralliennes permette la restauration durable d'un récif corallien. Cependant, l'identification et l'analyse de ces différents critères ne sont pas toujours évidentes et sont propres à chaque situation. Afin d'aider les gestionnaires dans la prise de décision de la restauration des récifs via la réintroduction d'espèces coralliennes, une grille d'analyse a été réalisée. Elle permet aux gestionnaires d'évaluer la faisabilité d'un tel projet ainsi que ses retombées, positives et négatives, tout en soulignant ses points positifs et ses points à améliorer avant la réalisation du dit projet. Le chapitre suivant présente comment cet outil décisionnel a été créé.



## Chapitre 3

### Création d'un outil décisionnel

L'outil décisionnel créé permet d'analyser un projet de restauration récifale via la réintroduction ou la transplantation corallienne, lors de sa planification. Il est composé de deux grilles, une grille de faisabilité qui permet d'évaluer la faisabilité du projet et une grille de dimensions qui évalue la durabilité du projet et l'atteinte des objectifs. L'analyse souligne également les points forts du projet et les points à améliorer ou à retravailler avant de se lancer dans la réalisation du projet. Il permet d'intégrer plusieurs dimensions qui vont influencer la réalisation et la durabilité du projet, tel que l'aspect environnemental, social, politique, financier, biologique et technique, tout en favorisant une objectivité décisionnelle par un modèle d'analyse justifié, transparent et traçable.

#### 3.1 Objectifs de l'outil

L'outil s'inspire à la fois des concepts de restauration écologique et de développement durable. Il a pour principaux objectifs de :

- évaluer la faisabilité d'un projet de réintroduction de coraux visant la restauration d'un récif;
- mettre en évidence les points forts et les points faibles du projet afin de l'améliorer avant sa réalisation;
- mettre en place des projets de restauration intégrés qui prennent en compte l'ensemble des aspects qui peuvent influencer le projet et sa durabilité.

L'outil s'adresse principalement à des chargés de projet, aux gestionnaires d'aires protégées, de zones côtières ou marines, ou encore, aux municipalités soucieuses de restaurer leurs récifs. Pour ces acteurs, l'outil permet de :

- fournir un guide rappelant les aspects importants à prendre en compte lors de la réintroduction de coraux;
- apporter de la neutralité et de la transparence dans la prise de décision
- prioriser les actions importantes en fonction des objectifs du projet et des conditions locales;
- comparer plusieurs projets entre eux;
- évaluer l'évolution d'un même projet;
- initier et faciliter le dialogue entre les parties prenantes.

## **3.2 Méthodologie**

L'outil d'analyse de restauration récifale via transplantation corallienne s'inspire des outils d'analyse de projet s'inscrivant dans une optique de développement durable (Bastien, 2012 ; Villeneuve *et al.*, 2014 ; Villeneuve *et al.*, 2016). L'outil d'analyse et d'aide à la décision doit donc remplir plusieurs critères. Tout d'abord l'outil doit être accessible, c'est-à-dire que toute personne peut l'obtenir, le comprendre, l'utiliser et analyser les résultats qui en découlent facilement et rapidement (Lévesque, 2010 ; Bastien, 2012). Il doit également être flexible afin de s'adapter aux différentes situations, aux différents contextes, aux différents besoins et pouvoir s'utiliser sur le long terme (Doré, 2005 ; Bastien, 2012). Enfin, il doit prouver son utilité et son efficacité en élaborant des diagnostics qui permettent de réaliser des projets concrets (Doré, 2005). Ces différents critères ont permis de déterminer et définir le format et le contenu de l'outil d'analyse.

### **3.2.1 Format et construction de la grille d'analyse**

L'outil fût créé sous Microsoft Excel (Microsoft ® Excel 2000), car ce logiciel gratuit ou peu coûteux est disponible sur la majorité des appareils informatiques. De plus, il est connu et déjà utilisé par la plupart des gestionnaires et des chargés de projet et présente un certain nombre de fonctions polyvalentes qui permettent de réaliser un tel outil. Ceci dit, l'outil pourrait probablement être opéré à partir d'un autre tableur suite à des ajustements. L'outil est mis gratuitement à la disposition de tous, avec pour seule condition de citer sa source lors de son utilisation. L'utilisation de l'outil ne nécessite pas de compétences particulières en informatique. Aucune programmation n'est requise. Il est composé d'un guide qui explique les modalités d'utilisation et d'un onglet «interprétation des résultats» qui sert de support au gestionnaire pour comprendre et contextualiser les résultats de l'analyse.

Les questions de chacune des grilles d'analyse sont accompagnées de commentaires qui permettent de clarifier certains points et de donner les principaux objectifs de la question. Dans le cas de la faisabilité technique, les commentaires facilitent la comparaison entre les différentes techniques de transplantation en énumérant les principaux avantages et inconvénients de chacune d'elle. Le gestionnaire peut facilement modifier la pondération et l'évaluation de chacune des questions à l'aide de menus déroulants afin qu'elles soient adaptées à la situation dans laquelle il se trouve et aux objectifs du projet.

Deux grilles d'analyse ont été réalisées. La première grille d'analyse permet d'évaluer la faisabilité du projet, la deuxième permet d'évaluer la durabilité du projet et l'atteinte des objectifs. Ainsi, ces deux grilles d'analyse permettent au gestionnaire d'identifier directement et rapidement lors de la planification du projet si celui-ci est réalisable, ainsi que les points forts et les points faibles à retravailler avant de se lancer dans

la réalisation du projet. L'outil permet également d'identifier les actions qui seront à prioriser lors de la restauration du récif.

Tout utilisateur devrait donc être capable d'utiliser et de maîtriser rapidement l'outil d'analyse sans nécessiter l'aide d'un accompagnateur ou d'un informaticien. Néanmoins, pour mener à bien cette analyse, l'utilisateur devra posséder ou acquérir des connaissances relatives à l'environnement du récif et au contexte local politique, social et financier, et mettre en place un dialogue avec l'ensemble des parties prenantes.

### **3.2.2 Choix des thèmes et des critères d'évaluation**

Les principaux thèmes qui composent l'outil sont basés sur le concept de restauration écologique durable et sur des conditions qui favorisent la réussite de la réintroduction de coraux. Ils comprennent des aspects biologiques et environnementaux, car le projet est avant tout un projet de restauration écologique. Il comprend aussi un aspect technique qui propose différentes méthodes de réintroduction et de transplantation corallienne actuelle. Il s'inspire également de concept du développement durable qui intègre des aspects sociaux, politiques et financiers afin de s'assurer de la pérennité du projet. Les six thèmes choisis reprennent les idées et sont donc en accord avec certaines exigences et certains objectifs de la CDB (objectifs d'Aichi) et du développement durable (ODD).

Les thèmes choisis doivent être flexibles afin que le projet puisse être utilisé dans différents contextes et situations. Les thèmes utilisés pour réaliser la grille de faisabilité et la grille de dimension sont similaires afin que l'analyse globale concerne les mêmes aspects.

#### **3.2.2.1 Thème environnemental**

Le thème environnemental constitue l'un des aspects les plus importants que doivent prendre en compte les projets de restauration écologique. La thématique environnementale constitue les objectifs n°13, n°14 et n°15 des ODD, la restauration des écosystèmes fournissant des services écosystémiques essentiels aux sociétés humaines et favorisant le stockage du carbone est appuyée par les objectifs d'Aichi n°14 et n°15, la protection des récifs coralliens est défendue par l'objectif d'Aichi n°10 (annexe 1 ; CDB, 2010 ; ONU, 2015).

Les gestionnaires doivent en effet étudier la faisabilité environnementale afin de s'assurer que la transplantation corallienne est possible sur la zone à restaurer. De même, ils doivent évaluer les impacts possibles, positifs et négatifs, de la réintroduction corallienne sur l'environnement.

### **3.2.2.2 Thème social**

L'aspect social intègre les démarches de restauration écologique depuis l'émergence du paradigme de développement durable dans les années 1990 (Leménager *et al.*, 2014). Il est actuellement primordial de le prendre en compte afin de réaliser des projets durables de restauration écologique et de réintroduction d'espèces. En effet, pour être viable et durable, la restauration écologique doit contribuer au bien-être des populations, qui doivent accepter et intégrer le projet (ODD n° 1-5, n°8, n°10 et n°16 ; annexe 1). Cet aspect nécessite la mise en place de dialogues entre le gestionnaire ou le chargé de projet et les populations locales afin d'échanger des points de vue, mais également d'informer, de sensibiliser et de faire participer ces populations (Dierendonck, & Vries, 1996)

Afin de confirmer la faisabilité sociale, le gestionnaire doit donc s'assurer que la population est prête à participer au projet de restauration, qu'elle comprend l'importance du récif et s'engage à le conserver et le protéger. Il doit aussi s'assurer que le projet intègre les populations locales et prévoit des alternatives d'emplois. Il doit également prévoir les impacts du projet sur les populations, en privilégiant les actions ayant un impact positif et en améliorant ou en modifiant les interventions nuisant à l'aspect social.

### **3.2.2.3 Thème politique et de gouvernance**

Les politiques et le principe de gouvernance permettent d'appuyer l'aspect social abordé ci-dessus via une décentralisation du pouvoir, une responsabilité et une prise de décisions partagées entre les différentes parties prenantes (Pahl-Wostl *et al.*, 2008). Les politiques sont également nécessaires à la mise en place de programmes d'information et de sensibilisation du public, ainsi que pour le développement de programmes d'éducation environnementale. Ils permettent d'encadrer et de donner une impulsion et une autorité solide aux décisions et aux projets afin qu'ils soient réalisables. Le thème des politiques et de gouvernance sont importants car il montre l'engagement d'un pays envers la restauration de ses récifs. De plus, l'État a un rôle et des responsabilités à respecter afin d'assurer le bien-être de ses populations.

Le gestionnaire doit donc s'assurer que le projet s'insère bien dans les politiques locales et que ces dernières permettent la réalisation du projet. Il doit également évaluer les impacts positifs et négatifs du projet sur le rôle de l'État vis-à-vis des populations, ainsi que les actions ou les infrastructures que l'État devra mettre en place pour garantir la pérennité du projet.

### **3.2.2.4 Thème financier et économique**

Un projet, pour être réalisable et durable, doit être financièrement accessible et doit avoir des impacts positifs sur l'économie locale. Ce principe reprend l'ODD n°12 basé sur une consommation et une

production responsable qui réduit les intermédiaires, privilégie les producteurs et les produits locaux tout en renforçant la compétitivité économique et en réduisant la pauvreté (ONU, 2015 ; annexe 1).

La réalisation d'un budget évaluant les coûts associés au projet est donc nécessaire afin de vérifier que le projet soit financièrement faisable. Le gestionnaire doit aussi prévoir des fonds supplémentaires en cas de prolongation du projet ou d'imprévus. Enfin, l'évaluation des retombées positives et négatives du projet sur l'économie locale permet de prioriser, de modifier ou d'améliorer les interventions de restauration.

### **3.2.2.5 Thème biologique**

L'outil propose la restauration écologique des récifs via la réintroduction d'espèces coralliennes. La biologie des espèces coralliennes est donc un aspect important afin de choisir des espèces adaptées aux conditions environnementales, ainsi que des espèces résistantes et résilientes aux changements climatiques et aux activités anthropiques locales.

Le gestionnaire doit donc étudier les chances de transplantation de l'espèce sur le site à restaurer tout en visant à limiter l'érosion de la biodiversité et en tentant de répondre à la nécessité de la conservation et protection du vivant. Les projets favorisant la réintroduction ou le renforcement de populations d'espèces locales, endémiques et menacées sont alors à prioriser (CDB, 2010 ; IUCN, 2013).

### **3.2.2.6 Thème technique et scientifique**

«Le progrès technologique est à la base des efforts entrepris pour atteindre les objectifs du développement durable» (ONU, 2015). Les avancées technologiques dans le domaine de restauration des écosystèmes sont ainsi appuyées par l'ODD n°9. Les progrès de la recherche et les avancées scientifiques permettant d'approfondir les connaissances sur la biologie, la croissance et le développement des coraux sont nécessaires pour développer une technologie et des techniques adaptées à la transplantation et la restauration des récifs.

La réalisation du projet dépend de la faisabilité technique, le gestionnaire doit donc évaluer le matériel et la main d'œuvre disponible, mais également s'assurer que la méthode choisie est adaptée aux ressources disponibles et aux conditions locales. Il doit également estimer les retombées positives et négatives du projet sur les avancées technologiques et scientifique dans le domaine de la restauration récifale. Des compromis seront probablement nécessaires ; les projets testant et utilisant de nouvelles stratégies et méthodes étant généralement plus risqués, impliquant plus d'imprévus et étant probablement plus coûteux. Néanmoins, cette prise de risques peut permettre de nouvelles découvertes dans le domaine et des améliorations des

techniques existantes, et ce, à conditions de réaliser des suivis réguliers. Il est également préférable de tester les nouvelles approches sur des petites zones isolées, voir *ex situ*, afin de limiter les risques d'endommager ou de contaminer l'ensemble du récif.

### **3.2.2.7 Critères d'évaluation**

Les critères d'évaluation sont présentés sous forme de questions et sont accompagnés de commentaires ou d'énoncés qui précisent et clarifient chacun de ces critères. Ils correspondent aux idées qui ont été présentées dans les chapitres 1 et 2 et ont pour but d'évaluer la faisabilité et la durabilité du projet, de retravailler les points nécessaires et de mettre en avant les actions prioritaires afin de mener au mieux les interventions de transplantation de coraux visant la restauration du récif. Tout comme les thèmes, les questions se doivent d'être flexibles afin de pouvoir s'adapter aux différents contextes et situations.

Chaque critère d'évaluation est pondéré en fonction de son importance dans le projet et est évalué. L'évaluation dépend de comment le projet répond à la question (positivement, négativement). La pondération et l'évaluation de chaque critère sont réalisées par les gestionnaires. Ces derniers doivent généralement consulter l'avis des parties prenantes afin de répondre au mieux aux différentes questions.

### **3.3 Interprétation des résultats**

Un onglet « interprétation des résultats » accompagne les grilles d'analyse afin d'aider les gestionnaires. Il y est précisé qu'un rapport d'interprétation doit être réalisé après chaque utilisation de l'outil. Le rapport vise principalement à déterminer les questions sur lesquelles la priorité devrait être mise afin d'améliorer la performance du projet en termes de réintroduction d'espèces coralliennes et de restauration récifale à long terme.

Le rapport d'analyse doit souligner les points forts du projet (définis par la priorité «Conforter» dans les grilles) et les points faibles à retravailler (définis par les priorités «Agir» et «Réagir» dans les grilles), ainsi que des pistes d'amélioration ou de bonification pour chacun des points faibles identifiés. Le rapport doit également hiérarchiser et prioriser les actions à mettre en œuvre en fonction de leur importance pour la faisabilité du projet et pour la restauration pérenne du récif.

### **3.4 Limites de l'outil**

Les limites principales de l'outil concernent dans un premier temps sa flexibilité. En effet les questions posées manquent de précision afin de pouvoir s'adapter à différentes situations (politiques, anthropiques,

écologiques) et à des récifs présentant des caractéristiques propres et évoluant dans des conditions différentes.

De plus son utilité et son efficacité ne sont pas vérifiées puisque l'outil n'a pas pu être testé sur le terrain par manque de temps. Or, il semble nécessaire de vérifier que celui-ci s'inscrit dans une approche réaliste avant de procéder à l'évaluation d'un projet (Doré, 2005). Ainsi, la prochaine étape consiste à proposer l'outil d'analyse à plusieurs gestionnaires d'aires marines ou de zones côtières présentant un récif corallien dégradé par des perturbations locales. Il sera accompagné d'un questionnaire simple et rapide à remplir qui permettra aux gestionnaires de donner leur avis quant à la simplicité d'utilisation de l'outil, son adaptabilité face aux différentes situations, son utilité et son efficacité (annexe 7).

## Conclusion

Essentiels au développement économique et au bien-être des populations, les récifs coralliens représentent des écosystèmes importants compte tenu des nombreux services qu'ils rendent aux sociétés humaines. Malheureusement, les activités anthropiques et la croissance démographique, associés aux changements climatiques, menacent ces écosystèmes. La restauration des récifs coralliens représente donc un défi actuel aussi bien pour les gestionnaires environnementaux que pour les institutions gouvernementales.

La richesse et la structure des récifs coralliens sont principalement attribuables aux coraux hermatypiques, organismes ingénieurs dont certaines espèces sont particulièrement sensibles aux pressions anthropiques et aux changements de conditions environnementales. La transplantation de coraux hermatypiques adaptés aux conditions du milieu, mais également résistants et résilients face aux variations climatiques ainsi qu'aux pressions anthropiques, constitue donc une solution à envisager pour restaurer les récifs tout en renforçant les populations coralliennes.

La restauration écologique appliquée aux récifs coralliens est défendue et encouragée par de nombreux textes de lois internationaux mais elle en est encore qu'à ses débuts. Des recherches technologiques et scientifiques sont nécessaires à la progression des techniques et à l'amélioration des matériaux utilisés. De plus, elle est relativement délicate, car elle doit intégrer différents aspects associés à la fois à l'environnement et aux principes de développement durable, afin de permettre un rétablissement pérenne et efficace du récif. Elle nécessite donc un certain niveau d'expertise et de connaissance sur les conditions locales, qu'elles soient écologiques, politiques, sociales ou financières, de la part des chargés de projet. Afin d'aider les gestionnaire et les chargés de projet lors de la prise de décision de la réalisation d'un tel projet de restauration, un outil d'analyse a été développé au sein de cet essai. Il a pour but d'accompagner les gestionnaires et les chargés de projet à évaluer la faisabilité et les retombées, positives et négatives, du projet sur différentes dimensions affectées par celui-ci. L'outil constitue donc un guide qui permet aux gestionnaires et aux chargés de projets de déterminer les actions à priorisées, souligner les points forts ainsi que les faiblesses du projet, permettant son amélioration avant de se lancer dans sa réalisation. Il favorise également le dialogue entre les parties prenantes, ainsi qu'une prise de décision objective et transparente. L'outil d'analyse se veut accessible, simple d'utilisation, adaptables aux différentes situations environnementales, politiques, sociales et financières. Afin de valider l'ensemble de ces critères, il sera nécessaire de tester l'outil sur plusieurs cas concrets avant de pouvoir l'utiliser pour analyser un projet.



La restauration des récifs coralliens est une discipline prometteuse qui a déjà montré plusieurs résultats concluants (Chipeaux *et al.*, 2016). Il est toutefois nécessaire de rappeler que la restauration écologique n'est qu'un outil qui aide les écosystèmes dégradés à se rétablir par eux-mêmes, mais qui ne permet pas de retrouver le milieu dans les conditions initiales exactes (Suding *et al.*, 2004). Elle ne doit donc pas être utilisée comme justificatif pour approuver des projets ou des activités qui risquent de dégrader les récifs, ou d'autres habitats naturels environnants les écosystèmes récifaux. De plus, la restauration écologique est coûteuse et les résultats issus des interventions sont souvent incertains (Suding *et al.*, 2004). La protection, ainsi que la gestion intégrée et adaptative des récifs coralliens sont donc primordiales à la conservation et au maintien à long terme de ces écosystèmes (Edwards & Gomez, 2007 ; Rout *et al.*, 2009 ; Nichols & Armstrong, 2012).

## Références

- Abelson, A. (2006). Artificial reefs V.S coral transplantation as restoration tools for mitigating coral reef deterioration: Benefits, concerns and proposed guidelines. *Bulletin of Marine Sciences*, Vol. 78, p. 151-159.
- Ammar, M. S. A., Amin, E. M., Gundacker, D., & Mueller, W. E. (2000). One rational strategy for restoration of coral reefs: application of molecular biological tools to select sites for rehabilitation by asexual recruits. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 40, No. 7, p. 618-627.
- Aronson, J., Floret, L.C, Le Floch, E., Ovalle, C. & Pontanier, R. (1995). Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts. In John Libbey Eurotext, *L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait* (p.11-29). Paris, John Libbey Eurotext.
- Auberson, B. (1982). Coral transplantation-an approach to the reestablishment of damaged reefs. *Kalikasan-The Philippine Journal of Biology*, Vol. 11, No. 1, p. 158-172.
- Banner, A. H. (1974). *Kaneohe Bay, Hawaii, Urban pollution and a coral reef ecosystem*. In Proceedings of the Second International Symposium on Coral Reefs, Vol. 2 (p.685-702).
- Barthélémy, C. & Souchon, Y. (2009). La restauration écologique du fleuve Rhône sous le double regard du sociologue et de l'écologue. *Natures Sciences Sociétés*, Vol. 17, p. 113-121.
- Bastien, I. (2012). *Outil de prise de décision en développement durable pour les municipalités du Québec*. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
- Begon, M., Harper, J., & Townsend, C. (1990). *Ecology: Individuals, Populations and Communities*, 2nd ed. United Kingdom, Blackwell Publishing Ltd, 738 p.
- Blakeway, D., Byers, M., Stoddart, J., & Rossendell, J. (2013). Coral colonisation of an artificial reef in a turbid nearshore environment, Dampier Harbour, Western Australia. *PloS one*, Vol. 8, No. 9, e75281.
- Burke, L., Reytar, K., Spalding, M. & Perry, A. (2011), *Reefs at risk revisited*. Washington, World Resources Institute, 115 p., <http://www.wri.org/publication/reefs-risk-revisited> (page consultée le 15 mars 2017).
- CARICOMP, (2001). The Caribbean Coastal Marine Productivity Program (CARICOMP). *Bulletin of Marine Science*, Vol. 69, p. 819-829.
- CDB (2010). Les Objectifs d'Aichi pour la biodiversité. In Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, *Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 et les Objectifs d'Aichi* (p. 2). Montréal, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique.
- CDB (2011). *Modalités de soutien de la restauration des écosystèmes*. Montréal, organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques, 19 p.
- CDB (s.d.). Ecosystem approach, principles. In CDB, *Programmes*. <https://www.cbd.int/ecosystem/principles.shtml>. (Page consultée le 16 mars 2017).

- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S.E., Mack, M. C. & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, Vol. 405, No. 6783, p. 234-242.
- Chauvenet, A. L. M., Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Blackburn, T. M., & Pettorelli, N. (2012). Maximizing the success of assisted colonizations. *Animal Conservation*, Vol. 16, No. 2, p. 161-169.
- Chavanich, S., Soong, K., Zvuloni, A., Rinkevich, B., & Alino, P. (2015). Conservation, management, and restoration of coral reefs. *Zoology*, Vol. 118, No. 2, p. 132-134.
- Chipeaux, A., Pinault, M., Pascal, N. & Pioch, S. (2016). Analyse comparée à l'échelle mondiale des techniques d'ingénierie adaptées à la restauration des récifs coralliens. *Revue d'Écologie*, Vol. 71, No. 2, p. 99-110.
- Coles, S. L., & Riegl, B. M. (2012). Thermal tolerances of reef corals in the Gulf: A review of the potential for increasing coral survival and adaptation to climate change through assisted translocation. *Marine pollution bulletin*, Vol. 72, No. 2, p. 323-332.
- Commission d'enrichissement de la langue française, (2009). Grand dictionnaire terminologique, <http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/> (Page consultée le 10 mars 2017).
- Cordonnier, T., & Gosselin, F. (2013). La gestion adaptative peut-elle nous aider dans l'adaptation des forêts au changement climatique.
- Côté, I. M., & Reynolds, J. D. (Eds.). (2006). *Coral reef conservation* (Vol. 13). Cambridge University Press.
- Cristofoli, S. & Mahy, G. (2010). Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 15 p.
- Decaëns, T., Galvisb, J.H. & Amézquitab, E. (2001). Propriétés des structures produites par les ingénieurs écologiques à la surface du sol d'une savane colombienne. *Sciences de la Vie*, Vol. 324, p.465-478.
- Dickens, M. J., Delehanty, D. J., & Romero, L. M. (2010). Stress: an inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation*, Vol. 143, No. 6, p. 1329-1341.
- Dierendonck, M. C., & Vries, M. F. (1996). Ungulate reintroductions: Experiences with the takhi or Przewalski horse (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. *Conservation Biology*, Vol. 10, No. 3, p. 728-740.
- Donner, SD, Skirving, WJ, & Little, CM. (2005). Global assessment of coral bleaching and required rates of adaptation under climate change. *Global Change Biology*, Vol. 11, p. 2251-2265.
- Doré, D. (2005). *L'opérationnalisation des principes du développement durable au sein des processus d'analyse de projets au Saguenay-Lac-Saint Jean: obstacles et pistes de solution*. Thèse de doctorat, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec.
- Drake J.A., Hewitt C.L., Huxel G.R., Kolasa J., 1996. Diversity and higher levels of organization. In Gaston K.J., ed, *Biodiversity: a biology of numbers and differences* (p. 149-166). Cambridge, UK: Oxford Press.

- Edwards, A. J., & Clark, S. (1999). Coral transplantation: a useful management tool or misguided meddling? *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 37, No. 8, p. 474-487.
- Edwards, A.J. & Gomez, E.D. (2007). *Reef Restoration Concepts and Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty*. St Lucia, Australia, Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Programme, 38 p.
- Edwards, A.J., Guest, J, Shafir, S, Fisk, D, Gomez, E, Rinkevich, B., Heyward, A., Omori, M., Iwao, K. & Dizon, R. (2010). *Reef Rehabilitation Manual*. Australia, Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program, 166 p.
- Ewen, J.G. & Armstrong, D.P. (2007). Strategic monitoring of reintroductions in ecological restoration programmes. *Ecoscience*, Vol. 14, No. 4, p. 401-409.
- Fabricius, K.E. & Metzner, J., (2004). Scleractinian walls of mouths: predation on coral larvae by corals. *Coral Reefs*, Vol. 23, p. 245–248.
- Ferrigno, F., Bianchi, C. N., Lasagna, R., Morri, C., Russo, G. F., & Sandulli, R. (2016). Corals in high diversity reefs resist human impact. *Ecological Indicators*, Vol. 70, p. 106-113.
- Flower, J., Ortiz, J. C., Chollett, I., Abdullah, S., Castro-Sanguino, C., Hock, K., Lam, V. & Mumby, P. J. (2016). Interpreting coral reef monitoring data: A guide for improved management decisions. *Ecological Indicators*, Vol. 72, p. 848-869.
- Foulquie, M., Dalias, N., De La Grandrive, R. D., Blouet, S., Lenfant, P., Pinault, M., & Thailly, A. F. (2009). Les récifs artificiels: outils de gestion des zones côtières. L'exemple de Valras-Plage (Hérault, France). *Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime*, édition 1, Hammamet, Tunisie. <http://www.paralia.fr>.
- Gabrié, C. (2011). *Six années pour la protection, la gestion, et la valorisation des récifs coralliens du Pacifique*. Nouméa, Nouvelle-Calédonie, CRISP (Coral Reef InitiativeS for the Pacific), 156 p.
- Goreau, T.F, Goreau, N.I. & Goreau T.J. (1979). Corals and Coral Reefs. *Scientific American*, Vol. 241, p.124-136.
- Govan, H., Aalbersberg, W., Tawake, A. & Parks, J. (2008). *Locally-Managed Marine Areas: A guide for practitioners*. The Locally-Managed Marine Area Network.
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W., & Reed, C. (1989). Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* (Washington), Vol. 245, No. 4917, p. 477-480.
- Hanski, I. & Gilpin, M. (1991). Metapopulation dynamics : Brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, Vol. 42, p. 3-16.
- Harriott, V. J. & Fisk, D. A. (1988a). Accelerated regeneration of hard corals: a manual for coral reef users and managers. G.B.R.H.P.A. *Technical Hemorandum 16*.
- Harriott, V. J., & Fisk, D. A. (1988b). Coral transplantation as a reef management option. *Proc 6th int coral Reef Symp*, Vol. 2, pp. 375-379.

- Harrison, P. L., & Wallace, C. C. (1990). Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. *Ecosystems of the world*, Vol. 25, p. 133-207.
- Hata, T., Madin, J. S., Cumbo, V. R., Denny, M., Figueiredo, J., Harii, S., Thomas, C. J. & Baird, A. H. (2017). Coral larvae are poor swimmers and require fine-scale reef structure to settle. *Scientific Reports*, 7.
- Hilderbrand, R.H, Watts, A. C. & Randle, A.M. (2005). The Myths of restoration ecology. *Ecology Society*, Vol. 10, p.19-29.
- Hobbs, R.J. & Harris, J.A (2001). Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the New Millennium. *Restoration ecology*, Vol. 9, p. 239-246
- Hobbs, R. J., & Norton, D. A. (1996). Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration ecology*, Vol. 4, No.2, p. 93-110.
- Hobbs, R. J., & Norton, D. A. (2004). Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*, p. 72-95.
- Hodgson, G., Hill, J., Kiene, W., Maun, L., Mihaly, J., Liebeler, J., Shuman, C. and Torres, R. (2006). *Reef Check Instruction Manual: A Guide to Reef Check Coral Reef Monitoring*. Reef Check Foundation, Pacific Palisades, California, USA.
- 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. & Caldeira, K., (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Sciences*, Vol. 318, p. 1737-1742.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., Jackson, J. B. C. & Kleypas, J. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, Vol. 301, No. 5635, p. 929–933.
- Hughes, T.P & Tanner, J.E (2000). Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. *Ecology*, Vol. 81, p. 2250–2263.
- Idhalla, M., El Mdari, M., Tamsouri, M. N., & El, R. (2015). Suivi de la colonisation ichthyologique des récifs artificiels de Martil (Méditerranée, Maroc). *Congrès RECIF sur les récifs artificiels : Des matériaux à l'écosystème, Caen, France*.
- IUCN (1998). *Guidelines for Reintroductions*. IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group, Gland.
- IUCN/SSC (2013). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, 57 p.
- Jackson, J.B.C, Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A, Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H. Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A *et al.* (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, Vol. 293, p. 629-638.
- Jameson, S.C, McManus, J.W. & Spalding, M.D. (1995). *States of the reefs: Regional and global perspectives*. ICRI. Executive Secretariat Background Paper, NOAA.

- Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, Vol. 69, p.373-386.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, Vol. 78, p. 1946-1957.
- Kleiman, D. G., Beck, B. B., Dietz, J. M. & Dietz, L.A. (1991). Costs of a re-introduction and criteria for success: Accounting and accountability in the golden lion tamarin conservation program. In J. H. W. Gipps (ed.), *Beyond Captive Breeding: Reintroducing Endangered Species to the Wild* (p.125-142). Oxford University Press, Oxford.
- Knudby, A., Jupiter, S., Roelfsema, C., Lyons, M., & Phinn, S. (2013). Mapping coral reef resilience indicators using field and remotely sensed data. *Remote Sensing*, Vol. 5, No. 3, p. 1311-1334.
- Kuffner, I.B., Walters, L.J., Becerro, M.A., Paul, V.J., Ritson-Williams, R. & Beach, K.S. (2006). Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 323, p. 107–117.
- Lang, J.C., Marks, K.W., Kramer, P.R. & Ginsburg, R.N. (2010). *AGRRA Protocols Version5.4* <http://www.agrra.org/method/AGRRA-V5.4.2010.pdf> (Page consultée le 10 avril 2017).
- Leménager, T., Bournoux, N., Roques, N. & Martin, C. (2014). *Dynamiques démographiques, dégradation environnementale et restauration écologique:enjeux et opportunités*. Agence Française de développement, 90 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01252072/> (Page consultée le 20 décembre 2016).
- Lévesque, G. (2010). *Création d'un outil d'évaluation de la durabilité de projets de développement international*. Thèse de doctorat dissertation, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
- Lockwood, J. L., Powell, R. D., Nott, M. P., & Pimm, S. L. (1997). Assembling ecological communities in time and space. *Oikos*, Vol. 80, p. 549-553.
- Lortie, C. J., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F. I., & Callaway, R. M. (2004). Rethinking plant community theory. *Oikos*, Vol. 107, No. 2, p. 433-438.
- Loya, Y., Sakai, K., Yamazato, K., Nakano, Y., Sambali, H., & van Woesik, R. (2001). Coral bleaching: the winners and the losers. *Ecology letters*, Vol. 4, No. 2, p. 122-131.
- Luhmann, N. (1984). *Social Systems*. Stanford (California), Stanford University Press, 627 p.
- Maragos, J. E. (1974). Coral communities on a seaward reef slope, Fanning Island. *Pacific Science*, Vol. 28, No.3, p. 257-278.
- McCook, L.J, Jompa, J. & Diaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, Vol.19, p. 400– 417.
- Meesters, H. W. G., Smith, S. R., & Becking, L. E. (2015). *A review of coral reef restoration techniques* (No. C028/14). IMARES.
- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological economics*, Vol. 29, No. 2, p. 215-233.

- Montalvo, A. M., Williams, S. L., Rice, K. J., Buchmann, S. L., Cory, C., Handel, S. N., Nabhan, J.P., Primack, R. & Robichaux, R. H. (1997). Restoration biology: a population biology perspective. *Restoration Ecology*, Vol., No. 4, p. 277-290.
- Mundy, C.N & Babcock, R.C. (1998). Role of light intensity and spectral quality in coral settlement: implications for depth-dependent settlement? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 223, p. 235–255.
- Nechay, G. (1996). Editorial. In Ribaut, J-P., *Naturopa - les réintroductions d'espèces* (p. 3). Parme, Italie.
- Nichols, J.D. & Armstrong, D.P. (2012). *Monitoring for reintroductions*. In Reintroduction biology: integrating science and management: 223–255. Ewen, J.G., Armstrong, D.P., Parker, K.A. & Seddon, P.J. (Eds). Oxford: Wiley-Blackwell.
- Obura, D.O. & 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 p.
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development, *Science* Vol. 164, p.262-270.
- ONU (2015). Objectifs de développement durable. In ONU, *Objectifs de développement durable, 17 objectifs pour transformer notre monde*. <http://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/objectifs-de-developpement-durable/> (Page consultée le 16 janvier 2017).
- ONU (2016). Le programme de développement durable. In ONU, *Objectifs de développement durable, 17 objectifs pour transformer notre monde*. <http://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/development-agenda/> (Page consultée le 16 janvier 2017).
- Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A. & Joos, F. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, Vol. 437, No. 7059, p. 681–686.
- Pahl-Wostl, C., Mostert, E. & Tàbara, D. (2008). The growing importance of social learning in water resources management and sustainability science. *Ecology and Society*, Vol. 13, p. 1-24.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F., & Poff N.L. (1997). Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, Vol. 5, p. 291-300.
- Penin, L. (2012). *Maintien des populations de coraux Scléactiniaires en milieu insulaire fragmenté (archipel de la Société, Polynésie française) : influence du recrutement et de la mortalité post-fixation*. Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, Paris, France, 186 p.
- Price, M. R. S. (1989). *Animal reintroductions: the Arabian oryx in Oman*. Cambridge University Press.
- Richmond, R.H. (2005). Ch. 23. Recovering populations and restoring ecosystems: restoration of coral reefs and related marine communities, p. 393-409, in E.A. Norse and L.B. Crowder (eds.). *Marine Conservation Biology: the Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington DC. 470 pp.

- Rinkevich, B. (1995). Restoration strategies for coral reefs damaged by recreational activities: the use of sexual and asexual recruits. *Restoration Ecology*, Vol. 3, No. 4, p. 241-251.
- Rinkevich, B. (2014). Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Vol.7, p.28-36.
- Rinkevich, B. (2015a). Climate change and active reef restoration - ways of constructing the 'reefs of tomorrow'. *Journal of marine science and engineering*, Vol. 3, p.111-127.
- Rinkevich, B. (2015b). Novel tradable instruments in the conservation of coral reefs, based on the coral gardening concept for reef restoration. *Journal of environmental management*, Vol. 162, p. 199-205.
- Roche, P., Geijzendorffer, I., Levrel, H. & Maris, V. (2016). *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques : Perspectives interdisciplinaires*. Versailles, Éditions Quæ, 220 p.
- Roger, C.S (1990). Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine ecology progress series*, Vol.62, p.183-202.
- Rout, T.M., Hauser, C.E. & Possingham, H.P. (2009). Optimal adaptive management for the translocation of a threatened species. *Ecological Application*, Vol. 19, p. 515–526.
- Rowan, R., Knowlton, N., Baker, A., & Jara, J. (1997). Landscape ecology of algal symbionts creates variation in episodes of coral bleaching. *Nature*, Vol. 388, No. 6639, p. 265-269.
- Salvat, B. & Allemand, D. (2009). *L'acidification et les récifs coralliens*. Nouvelle Calédonie, CRISP (Coral Reef Initiatives for the Pacific), 32 p. [http://www.un.org/Depts/los/general\\_assembly/contributions\\_2013/EU20Contribution20attachment201.pdf](http://www.un.org/Depts/los/general_assembly/contributions_2013/EU20Contribution20attachment201.pdf) (page consultée le janvier 2017).
- Seabloom, E. W., & Van der Valk, A. G. (2003). Plant diversity, composition, and invasion of restored and natural prairie pothole wetlands: implications for restoration. *Wetlands*, Vol. 23, No. 1, p. 1-12.
- Seddon, P.J., Armstrong, D.P. & Maloney, R.F. (2007). Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology*, Vol. 21, p. 303–312.
- SER (2002). *The SER Primer on Ecological Restoration*, 1er éd., 9 p. <http://www.ser.org/> (Page consultée le 23 décembre 2016).
- Spurgeon, J. P. (1992). The economic valuation of coral reefs. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 24, No. 11, p. 529-536.
- Suding, K.N, Gross, K.L. & Houseman, G.R (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol.19, No.1, p.46-53.
- Sweatman, H., Cheal, A., Coleman, G., Emslie, M., Johns, K., Jonker, M., Miller, I. & Osborne, K. (2008). *Long-term monitoring of the great barrier reef*. In Status Report Number 8. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia.
- Tonn W.M., Magnuson M., Rask M. & Toivonen J. (1990). Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *The American Naturalist*, Vol. 136, No. 3, p. 345-375.



- Tosi, G., Chirichella, R., Zibordi, F., Mustoni, A., Giovannini, R., Groff, C., Zanin, M. & Apollonio, M. (2015). Brown bear reintroduction in the Southern Alps: To what extent are expectations being met? *Journal for Nature Conservation*, Vol. 26, p. 9-19.
- Veitch, C. R. (1994). Habitat repair: A necessary pre-requisite to translocation of threatened birds in New Zealand. In M. Serena (ed.), *Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna* (p. 97–104). Chipping Norton, Surrey Beatty & Sons.
- Vermeij, M.J.A. (2006). Early life-history dynamics of Caribbean coral species on artificial substratum: the importance of competition, growth and variation in life history strategy. *Coral Reefs*, Vol. 25, p. 59–71.
- Villeneuve, C. et coll. (2014). *35 questions pour une réflexion plus large sur le développement durable : grille d'analyse de la Chaire en éco-conseil*. Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi.
- Villeneuve, C., Riffon, O. et Tremblay, D. (2016). *Comment réaliser une analyse de développement durable? Grille d'analyse de développement durable (GADD) de la Chaire en éco-conseil*. Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi, en partenariat avec l'OIF/IFDD.
- Wapnick, C. & McCarthy, A. (2006). Monitoring the efficacy of reef restoration projects: Where are we and what do we need. *Coral reef restoration Handbook*. P. 339-350.
- Weiher, E., Clarke, G. P., & Keddy, P. A. (1998). Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos*, Vol. 81, p. 309-322.
- Wells, S. M. (1981). *International trade in ornamental corals and shells*. In Proceedings 4th International Coral Reef Symposium, Manila. I (p. 323-330).
- Westmacott, S., Teleki, K., Wells, S. & West, J. (2000). *Gestion des récifs coralliens blanchis et gravement endommagés*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 36 pp.
- White P.S. & Walker J.L. (1997). Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, Vol. 5, No. 4, p. 338-349.
- 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 p.
- Wright, J. P., Jones, C. G., & Flecker, A. S. (2002). An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, Vol. 132, No. 1, p. 96-101.
- Yap, H. T., Alino, P. M., & Gomez, E. D. (1992). Trends in growth and mortality of three coral species (Anthozoa: *Scleractinia*), including effects of transplantation. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, Vol. 83, No. 1, p. 91-101.
- Young, T.P. (2000). Restoration Ecology and Conservation Biology. *Biological Conservation*, Vol. 92, p.73-83.
- Young, T. P., Petersen, D. A., & Clary, J. J. (2005). The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology letters*, Vol. 8, No. 6, p. 662-673.

## Bibliographie

- Althaus, F., Williams, A., Alderslade, P. & Schlacher, T.A. (2017). Conservation of marine biodiversity on a very large deep continental margin: how representative is a very large offshore reserve network for deep-water octocorals? *Diversity and Distributions*, Vol. 23, p. 90-103.
- Deverre, C. (1998). La place des sciences sociales dans la problématique environnementale. In Vilotte, O. & Barrès, D., *Sciences de la société et environnement à l'INRA : Matériaux pour un débat* (p. 11-22). Dossiers de l'Environnement de l'INRA (17). Paris, FRA : INRA Editions.
- Fattorini, M., & Halle, S. (2004). The dynamic environmental filter model: How do filtering effects changes in assembling communities after disturbance. *Assembly rules and restoration ecology: Bridging the gap between theory and practice*, p. 96-114.
- Jones, A. M., Berkelmans, R., van Oppen, M. J., Mieog, J. C., & 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 of London B: Biological Sciences*, Vol. 275, No. 1641, p. 1359-1365.
- Marhaver, K. (2015). How we're growing baby corals to rebuild reefs [En ligne]. Mission Blue II, Pacific Ocean, TED, (13 min).  
[https://www.ted.com/talks/kristen\\_marhaver\\_how\\_we\\_re\\_growing\\_baby\\_corals\\_to\\_rebuild\\_reefs](https://www.ted.com/talks/kristen_marhaver_how_we_re_growing_baby_corals_to_rebuild_reefs)  
(Page consultée le 10 mai 2017).
- Richmond, R.H. (2005). Recovering populations and restoring ecosystems: restoration of coral reefs and related marine communities (p. 393-409). In E.A. Norse & L.B. Crowder (eds.). *Marine Conservation Biology: the Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington DC. 470 pp.
- Secore International (s.d.). Coral reproduction. In Secore International, *Giving coral reefs a future*.  
<http://www.secore.org/site/corals/detail/coral-reproduction.15.html>. (Page consultée le 20 mars 2017).

## **ANNEXE 1**

### **Textes et articles de la CDB et de l'ONU**

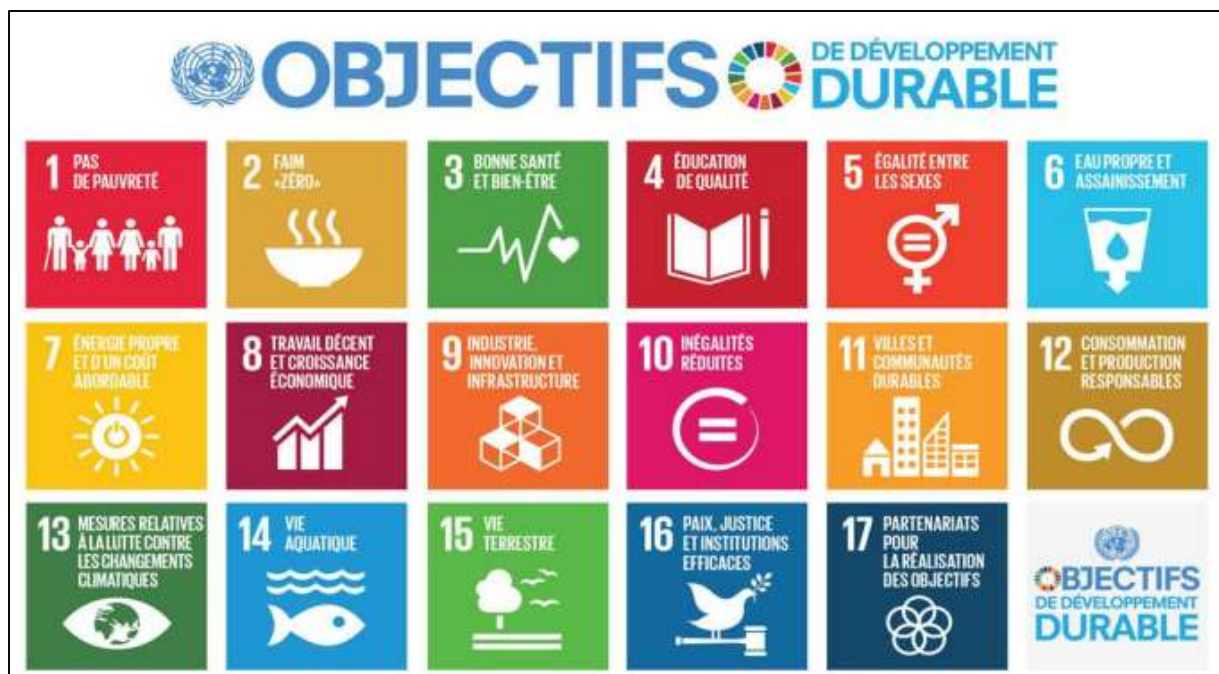


Figure A.1.1. Objectifs du développement durable (ONU, 2015)

Tableau A.1.1. Objectifs 14 et 15 des Objectifs du développement durable (ONU, 2015)

<p><b>Objectif 14.2</b></p>	<p>«D’ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d’éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé et la productivité des océans.»</p>
<p><b>Objectif 15</b></p>	<p>«Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des sols et mettre fin à l’appauvrissement de la biodiversité.»</p>

Tableau A.1.2 Articles du texte de la Convention sur la diversité biologique et dans les décisions de sa Conférence des Parties (CDB, 2010)

<p><b>L'article 8</b> (Conservation <i>in situ</i>)</p>	<p>§ f) «Remettre en état et restaurer les écosystèmes dégradés et favorise la reconstitution des espèces menacées moyennant, entre autres, l'élaboration et l'application de plans ou autres stratégies de gestion.»</p> <p>§ h) «Empêcher l'introduction, contrôler ou éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces. Le contrôle et l'éradication des espèces envahissantes sont carrément dans le domaine de la restauration écologique et ils sont souvent un élément significatif de la plupart des projets/programmes de restauration.»</p>
<p><b>Article 9 c)</b> (Conservation <i>ex situ</i>)</p>	<p>«Adopter des mesures en vue d'assurer la reconstitution et la régénération des espèces menacées et la réintroduction de ces espèces dans leur habitat naturel dans de bonnes conditions.»</p>
<p><b>Principe 2</b> La gestion devrait être décentralisée et ramenée le plus près possible de la base.</p>	<p>«Les systèmes décentralisés peuvent entraîner plus d'efficacité, d'efficacité et d'équité. Tous les intéressés devraient participer à la gestion qui devrait être également propice aux intérêts locaux et à ceux de tous les humains. Plus la gestion se fait à proximité de l'écosystème, plus il y a de responsabilité, de propriété, d'imputabilité, de participation et de recours au savoir local.»</p>

## **ANNEXE 2**

### **Interactions et groupes taxonomiques au sein d'un récif corallien**

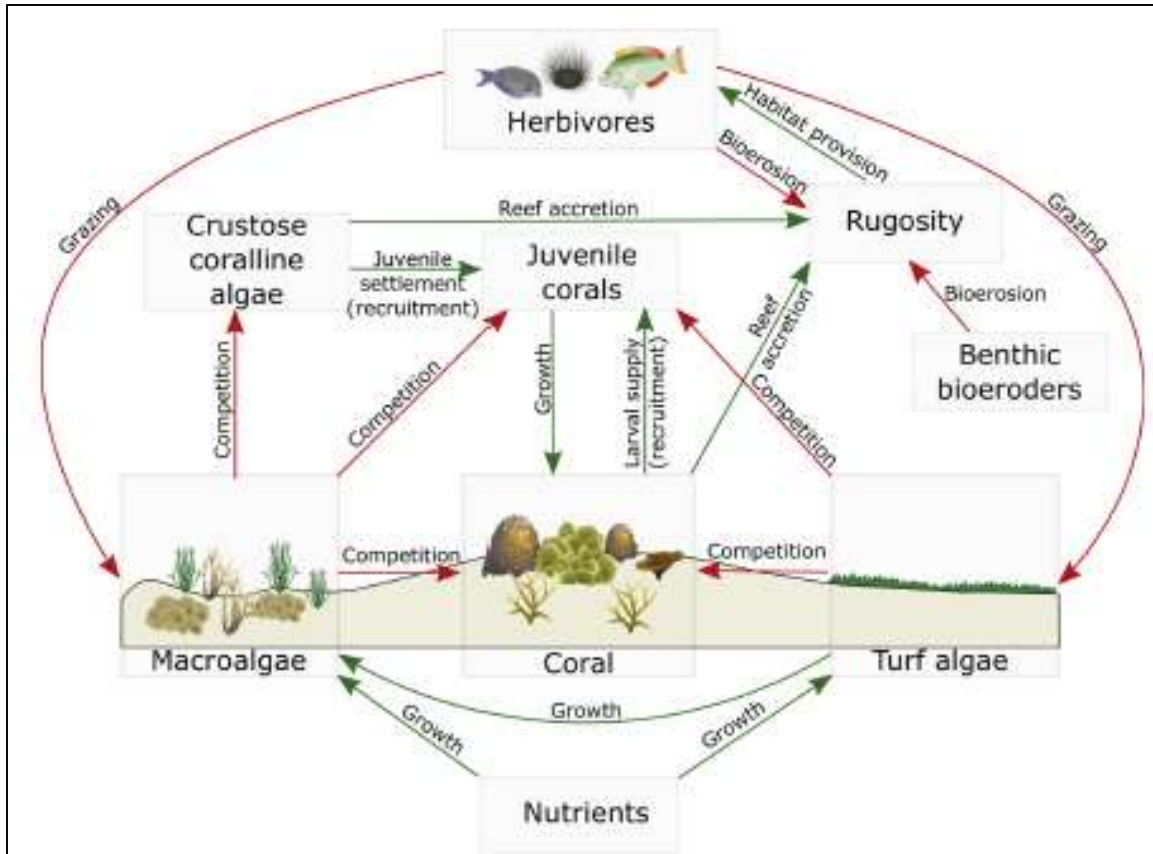


Figure A.2.1. Interactions au sein d'un récif corallien. Les flèches vertes indiquent les interactions positives et les flèches rouge, les interactions négatives.

Source: Flower *et al.*, 2016

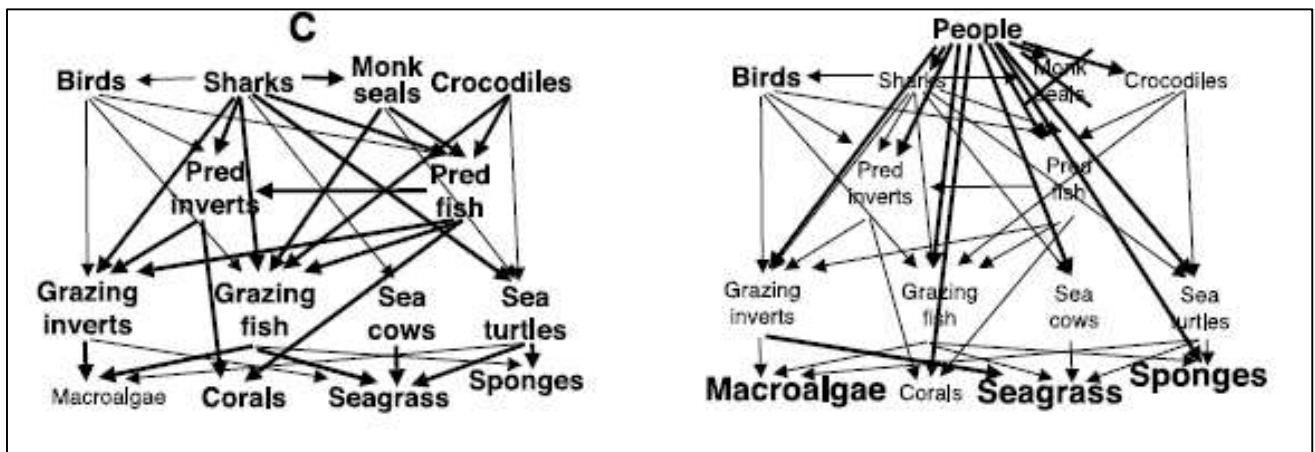


Figure A.2.3. Interactions trophiques au sein d'un récif corallien sain (à gauche) et l'impact de l'homme sur l'équilibre de cet écosystème (à droite). Plus les flèches sont épaisses, plus les interactions sont fortes. Les groupes taxonomiques en gras représentent les groupes dominants.

Source : Jackson *et al.*, 2001

**ANNEXE 3**  
**Arbre de décision**



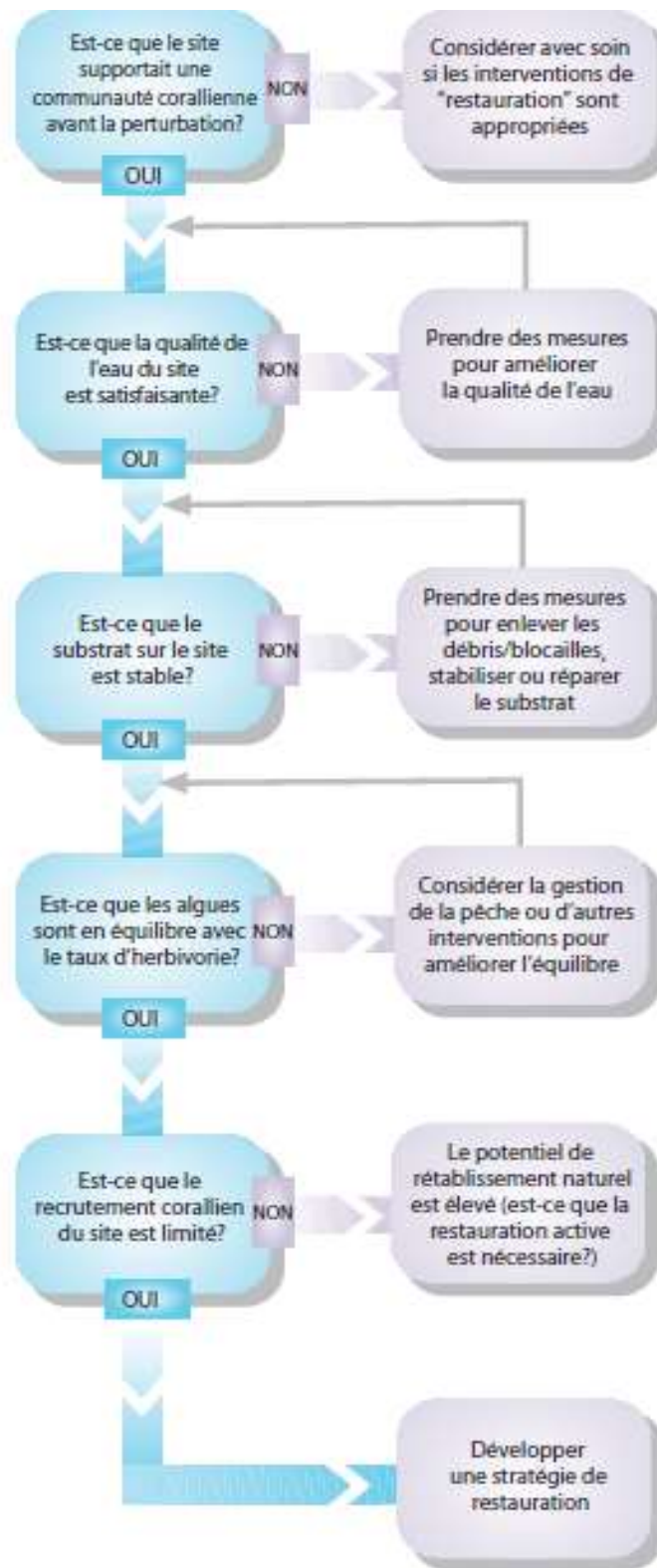


Figure A.3.1 Arbre de décision permettant d'évaluer le potentiel de rétablissement d'un récif corallien et les interventions appropriées.

Source : Edwards & Gomez, 2007

## **ANNEXE 4**

### **Indicateurs de stress et de l'état de santé d'un récif corallien**

Tableau A.4.1. Indicateurs de stress affectant un récif. L'indicateur est considéré comme une source de stress lorsqu'il atteint la limite indiquée à droite du tableau.

Source : Flower *et al.*, 2016

Indicator	Diagnostic use (indicator of)	Thresholds and information sources (if not reef monitoring data)	Supporting references
Sudden decrease in coral cover?	Acute stressor	≥ 10% coral cover loss between consecutive data points	Graham <i>et al.</i> (2011)
Sudden decrease in rugosity?	Physical damage to reef	≥ 8% decrease in rugosity between consecutive data points	Alvarez-Filip <i>et al.</i> (2011)
Recent storm?	Storm	Information from either local knowledge or online via: <a href="http://www.wmo.int/pages/prog/www/tcp/Advisories-RSMCs.html">http://www.wmo.int/pages/prog/www/tcp/Advisories-RSMCs.html</a>	N/A
Recent thermal anomaly?	Coral bleaching	Information from local observations or NOAA's Coral Reef Watch programme: <a href="http://coralreefwatch.noaa.gov/">http://coralreefwatch.noaa.gov/</a>	Liu <i>et al.</i> (2014)
Crown-of-thorns starfish outbreak? <sup>a</sup>	Crown-of-thorns starfish outbreak	Threshold density for outbreak ≥ 1500 adult starfish km <sup>-2</sup>	Moran and De'ath (1992)
Species specific coral loss?	Disease outbreak	≥ 10% coral cover loss (Graham <i>et al.</i> , 2011) of coral species particularly affected by coral diseases	Raymundo <i>et al.</i> (2008)
Proximal flooding or landslide?	Sedimentation	Information obtained from local knowledge	N/A
Increase in macroalgae?	Large nutrient increase	≥ 10% increase in macroalgal cover (to eliminate seasonal variability as cause) between two consecutive data points	Smith <i>et al.</i> (1981)
Increase in turf height?	Increased algal growth or algal grazing has decreased	Increase in average height may be 1 or 2 mm per year	Mumby <i>et al.</i> (2013), Russ (2003)
Decrease in herbivores?	Ecosystem overfishing of herbivores (fish and/or urchins)	Decrease in herbivorous fish biomass. Decrease in <i>Diadema</i> urchin density where they are significant grazers	Heenan and Williams (2013), Mumby <i>et al.</i> (2006)
Reduced coral growth rate?	Sedimentation stress (when used in combination with next question)	Coral growth rate is at or below minimum observed for that species. For Caribbean coral growth rates see: <a href="http://geography.exeter.ac.uk/reefbudget/datasets/">http://geography.exeter.ac.uk/reefbudget/datasets/</a> For Indo-Pacific growth rates see collated data and references in (Kubicek <i>et al.</i> , 2012; Ortiz <i>et al.</i> , 2014a suppl. info.)	Carricart-Ganivet and Merino (2001), Torres (2001)
Increased partial mortality of massive corals?	Sedimentation stress (when used in combination with previous question)	Partial mortality incidence in massive corals is above 50%	Nugues and Roberts (2003)
Slow decline in coral cover?	Unknown chronic stressor	< 10% but >1% coral cover loss per annum	Graham <i>et al.</i> (2011)

<sup>a</sup> Indo-Pacific reefs only.

Tableau A.4.2. Indicateurs de pronostics. Les conditions pour les inclure dans le pronostic et le score de chaque indicateur sont indiqués dans le tableau. Plus le score final est élevé, plus le récif est dégradé.

Source : Flower *et al.*, 2016

Indicator	Conditions for inclusion in prognosis	Score for Yes answer (No= 0)	Justification for inclusion in prognosis and scoring
Turf canopy height increasing?	None	1	Coral recruitment decreases with increases in turf canopy height (Arnold <i>et al.</i> , 2010; Birrell <i>et al.</i> , 2008; Vermeij <i>et al.</i> , 2010)
Juvenile coral density decreasing?	None	1	Indicates reduced recruitment – recovery of reef impaired (Hughes and Tanner, 2000) and possible reduction of genetic diversity (Knowlton, 2001)
Coral community dominated by sediment sensitive corals? (for heavy sedimentation, e.g. due to beach nourishment or proximate construction, always answer "Yes" regardless of coral community)	only for stressor = sedimentation	1	Recovery will be impaired due to coral mortality, slow growth and reduced fecundity and recruitment (Fabricius, 2005; Rogers, 1990)
Coral disease incidence increasing?	only for stressor = disease	1	Recovery will be impaired due to coral mortality, slow growth and reduced fecundity (Weil and Rogers, 2011)
COTS density higher than threshold?	only for stressor = COTS outbreak Threshold density for COTS outbreak $\geq 1500$ COTS $\text{km}^{-2}$ (Moran and De'ath, 1992).	1	Coral mortality exceeds rate of recovery (Moran and De'ath, 1992; Pratchett <i>et al.</i> , 2014)
Coral community dominated by slow growing corals?	Acute stressor diagnosed?	2	Recovery impaired as corals will tend to be outcompeted for space by macroalgae (Mumby <i>et al.</i> , 2007; Ortiz <i>et al.</i> , 2014b)
	Chronic stressor diagnosed?	1	As above, but less severe as reduction in coral cover is less than in acute stressor case
Macroalgal cover increasing?	If community dominated by slow growing corals	2	Corals will tend to be outcompeted for space by macroalgae (Nugues and Bak, 2006; Rasher and Hay, 2010). Macroalgae reduce space available for recruitment and increase mortality of juvenile corals (Box and Mumby, 2007).
	If not	1	As above, but faster growing corals are more competitive for space.
Decrease in herbivores? (Decrease in herbivorous fish biomass and/or <i>Diadema</i> urchin density where they are significant grazers)	If community dominated by slow growing corals	2	Herbivory is important for control of algae (Burkepile and Hay, 2009; Williams and Polunin, 2001). Slower growing corals will struggle to outcompete algae for space (Ortiz <i>et al.</i> , 2014a; Roff and Mumby, 2012).
	If not	1	As above, but faster growing corals are more competitive for space
Coral growth rate decreasing?	If community dominated by slow growing corals	2	Slower growing corals will struggle to outcompete algae for space (Ortiz <i>et al.</i> , 2014a; Roff and Mumby, 2012).
	If not	1	As above, but faster growing corals are more competitive for space

## **ANNEXE 5**

### **Optimiser les chances de succès de la réintroduction**

Tableau A.5.1. Résumé des questions à se poser et des méthodes pour y répondre afin de maximiser le succès de la colonisation assistée dans le contexte de changements climatiques.

Source : Chauvenet *et al.*, 2012

When?	What?	How?
Planning	Q1. <i>Is the species threatened by the impact of climate change?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Decision frameworks</li> <li>• SDM identifying future range contraction potentially followed by a spatially explicit PVA</li> </ul>
	Q2. <i>Which population (if <math>n &gt; 1</math>) can be the source for the translocated individuals?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• SDM identifying populations not threatened by the range contraction</li> <li>• Scenario-based population dynamics modelling to project the source population's abundance under different harvesting scenarios (scenarios are defined by numbers of individual harvested e.g. 0, 10, 20, etc.)</li> </ul>
	Q3. <i>Where can the species be translocated?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• SDM to locate where the identified suitable environmental conditions will be spatially distributed in the future</li> <li>• Risk assessment of the likelihood the introduced species will become invasive using knowledge on intrinsic traits that promote invasiveness, laboratory and field tests, or community-based modelling</li> </ul>
	Q4. <i>How many individuals and what sex ratio should be translocated?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Scenario-based population dynamics modelling to project the translocated population's dynamics under different founder population scenarios (scenarios are defined by e.g. founding numbers, sex and age composition, genetic composition, etc.)</li> </ul>
	Q5. <i>What management should be applied to the translocated population?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Scenario-based population dynamics modelling to predict the abundance under different management scenarios (scenarios are defined by different management options, e.g. supplemental feeding, vaccination, doing nothing, etc.)</li> </ul>
Implementation	Q6. <i>Is the source population negatively affected by the removal of individuals?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoring to determine source population's abundance and demographic parameters</li> <li>• Population dynamics modelling to project the source population in the future</li> </ul>
	Q7. <i>Are the projections made for the translocated population correct?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoring of the translocated population's abundance and demographic parameters</li> <li>• Comparison between projection and observed abundance</li> <li>• Population dynamics modelling to project the source population in the future</li> </ul>
	Q8. <i>What adaptive management decision, if any, should be made?</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Scenario-based population dynamics modelling to predict the abundance under new management scenario (scenarios are defined by different management options, e.g. supplemental feeding, vaccination, doing nothing, etc.)</li> </ul>

SDM, species distribution model; PVA, population viability analysis.

Tableau A.5.2. Guide général pour utiliser la transplantation corallienne comme outil de restauration des récifs.

Traduction libre de Abelson, 2006

- 
1. Suivre les principes écologiques plutôt que aspects avantageux (e.g. espèces très présentes, faciles à transplanter, blocs artificiels) lors du choix des espèces à transplanter
  2. Éviter de créer des dommages sur le site donneur ou sur les colonies.
  3. Fixer les transplants efficacement pour augmenter leurs chances de survie sous des conditions environnementales extrêmes.
  4. Utiliser les méthodes connues pour augmenter les chances de survie des transplants, tel que l'élevage en aquarium lors des premiers stades de vie des polypes.
  5. Limiter les changements dans la structure génétique des populations.
-

## **ANNEXE 6**

### **Indicateurs de suivi des grands programmes de suivi des récifs coralliens**



Tableau A.6.1 Critères de suivis utilisés par différents programmes de suivis en fonction de la région étudiée et identification des critères les plus utilisés.

Modifié de Flower *et al.*, 2016

Traduction libre

Critères	CARICOMP <sup>1</sup>	CRAMP <sup>2</sup>	AGRRA <sup>3</sup>	CREMP <sup>4</sup>	NOAA BB <sup>5</sup>	Reef Check <sup>6</sup>	AIMS LTMP <sup>7</sup>	Total
<b>Scleractiniaires :</b>								
Densité de coraux juvéniles		X	X	X			X	4
Couverture corallienne	X	X	X	X	X	X	X	7
Couverture corallienne en fonction de la forme	X						X	2
Couverture corallienne en fonction de l'espèce ou du genre	X	X	X	X	X		X	6
Distribution de la taille des coraux			X					1
Croissance des coraux		X						1
<i>Impacts sur les coraux :</i>								
Prédation (abondance de prédateurs ou marques sur le tissu)	X					X	X	3
Mortalité partielle des coraux		X	X					2
% de coraux malade	X		X	X	X	X	X	6
% de coraux blanchis	X		X	X	X	X	X	6
<b>Algues :</b>								
Couverture de macroalgues	X	X	X	X	X	X	X	7
Hauteur de la canopée de macroalgue			X		X			2
Espèces et genre de macroalgues	X		X	X			X	4
Couverture de «turf» ou gazon algal	X	X	X		X	X	X	6
Hauteur du gazon algal			X		X			2
Couverture d'algues corallines	X	X	X	X	X		X	6
Couverture d'algues calcaires	X		X				X	3
Couverture de Cyanobactéries		X	X	X	X		X	5
<b>Autres espèces benthiques :</b>								
Densité de <i>Diadema</i>	X		X	X	X	X		5
Couverture d'éponge Clione			X	X				2
Couverture d'éponge	X	X	X	X	X	X	X	7
Couverture d'éponge en fonction de la forme	X				X			2
Taille des éponges					X			1
Abondance des éponges					X			1
Couverture d'Octocoralliaires	X		X	X	X		X	5
Couverture d'Octocoralliaires en fonction de la forme	X				X			2
Abondance d'Octocoralliaires	X				X			2

Tableau A.6.1 Critères de suivis utilisés par différents programmes de suivis en fonction de la région étudié et identification des critères les plus utilisés (suite)

Couverture d'autres organismes sessiles (e.g. Zoanthidae, Corallimorphes, tuniciers)	X	X	X	X	X	X	X	<b>7</b>
Couvertures de coraux morts (même mort récemment)	X		X		X	X	X	<b>5</b>
Sédiment (sable, vase et autres sédiments fins)	X	X	X	X	X	X	X	<b>7</b>
Couverture de débris	X		X	X	X	X	X	<b>6</b>
Couverture de substrat nu (roche, pavés, etc.)	X	X	X	X	X	X	X	<b>7</b>
Rugosité	X	X	X		X		X	<b>5</b>
Abondance de crustacés			X		X	X		<b>3</b>
Abondance de coquillages			X		X	X		<b>3</b>
Abondance d' <i>Acanthaster planci</i> (hors Caraïbe/Atlantique de l'Ouest seulement)						X	X	<b>2</b>
<b>Poissons :</b>								
Abondance par espèce	X	X	X	NA	X		X	<b>5</b>
Taille des espèces	X	X	X	NA	X			<b>4</b>
Abondance totale de poissons		X		NA	X			<b>2</b>
Abondance/ taille par famille	X		X	NA		X	X	<b>4</b>
Abondance de poisson-lion (Caraïbe/Atlantique de l'Ouest seulement)	X		X	NA	X	X		<b>4</b>

<sup>1</sup> Caribbean Coastal Marine Productivity Program (CARICOMP, 2001)

<sup>2</sup> Hawai'i Coral Reef Assessment and Monitoring Program: <http://cramp.wcc.hawaii.edu/>

<sup>3</sup> Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment. Basé sur l'Atlantique de l'Ouest et le Golfe du Mexique (Lang *et al.*, 2010)

<sup>4</sup> Coral Reef Evaluation and Monitoring Project (CREMP). Basé sur le sud de la Floride: <http://myfwc.com/research/habitat/coral/cremp/> N'inclut pas le suivi des poissons.

<sup>5</sup> NOAA Center for Coastal Monitoring and Assessment Biogeographic Branch – Caribbean Coral Reef Ecosystem Monitoring Project. Basé sur la Floride et Caraïbe: [http://ccma.nos.noaa.gov/ecosystems/coralreef/reef\\_fish/protocols.aspx](http://ccma.nos.noaa.gov/ecosystems/coralreef/reef_fish/protocols.aspx)

<sup>6</sup> Global programme with regional variations (Hodgson *et al.*, 2006)

<sup>7</sup> Australia Institute of Marine Science (AIMS) Long-term Monitoring of the Great Barrier Reef. <http://www.aims.gov.au/334>

**ANNEXE 7**

**Questionnaire d'évaluation de l'outil d'analyse**

Tableau A.7.1 Questionnaire d'évaluation de l'outil ; 1 : parfaitement en désaccord ; 2 : en désaccord ; 3 : en accord ; 4 : parfaitement en accord.

<b>Accessibilité/simplicité</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>Ne sait pas N/A</b>
L'outil d'analyse a-t-il été difficile à obtenir?					
L'outil d'analyse est-il difficile à comprendre?					
Les questions sont-elles claires?					
Les commentaires illustrent correctement chaque question?					
Les modalités d'utilisation sont clairement énoncées?					
L'onglet «interprétation des résultats» facilite la compréhension des résultats de l'analyse?					
<b>Adaptabilité</b>					
Les questions sont-elles adaptées au contexte environnemental?					
Les questions sont-elles adaptées au contexte social?					
Les questions sont-elles adaptées et à la situation politique?					
Les questions sont-elles adaptées et à la situation économique et financière?					
Les questions sont-elles pertinentes?					
<b>Utilité</b>					
Pensiez-vous à la réintroduction corallienne comme outil de restauration avant d'utiliser l'outil?					
Remplir la grille d'analyse a permis de mettre en place un dialogue entre les usagers du récif?					
Seriez-vous passé à côté de certains aspects proposés par l'outil si vous ne l'aviez pas consulté?					
Auriez-vous fait des choix différents de ce que conseille l'outil?					
Réutiliseriez-vous la grille d'analyse pour un projet de réintroduction corallienne? Pourquoi?					
<b>Efficacité</b>					
L'outil permet-il d'identifier les points forts et les points faibles d'un potentiel projet de réintroduction?					
L'outil permet-il de prioriser et hiérarchiser les actions à entreprendre?					
L'outil permet-il plus d'objectivité dans la prise de décision?					
L'outil favorise une prise de décision transparente?					
Les actions proposées par l'outil vous paraissent-elles pertinentes et réalisables?					
La réintroduction de coraux est-elle faisable selon l'analyse réalisée par l'outil?					
La réintroduction de coraux apportera-t-elle des retombées positives selon l'analyse réalisée par l'outil?					

**Commentaires et pistes d'amélioration :**