



Parc national
de la Guadeloupe



MASTER EN SCIENCES – TECHNOLOGIES – SANTE

Mention: ECOLOGIE

Spécialité: Ecosystèmes Tropicaux Naturels et Exploités

**Expérimentation en vue de la restauration des coraux
du genre *Acropora* en Guadeloupe**

LE COCQ Déborah

Encadrement du stage : Claude Bouchon

Aurélien Japaud

SOMMAIRE

1. Introduction.....	5
1.1 Généralités.....	5
1.2 Modèle d'étude « <i>Acropora</i> ».....	8
2. Site d'étude.....	11
3. Matériels et méthodes.....	12
3.1 Site d'étude et dispositif expérimental.....	12
3.2 Prélèvement des échantillons.....	19
3.3 Techniques moléculaires.....	19
3.3.1 <i>Extraction d'ADN</i>	19
3.3.2 <i>Analyses génétiques</i>	19
3.4 Données environnementales.....	21
3.4.1 <i>L'éclairement</i>	21
3.4.2 <i>La couverture nuageuse</i>	23
3.4.3 <i>La température de l'eau</i>	24
3.4.4 <i>La houle</i>	25

3.5 Analyse des données.....	25
4. Résultats.....	26
4.1 Survie et croissance des boutures.....	26
4.2 Diversité génotypique.....	26
4.3 Clades de zooxanthelles.....	26
4.4 Recherche de facteurs influençant la croissance des coraux.....	27
4.4.1 Taux de croissance et facteurs environnementaux.....	27
4.4.2 Taux de croissance et méthode d'élevage.....	27
4.4.3 Taux de croissance et espèces.....	29
4.4.4 Taux de croissance et génotype.....	30
5. Discussion.....	31
6. Conclusion.....	36
7. Références bibliographiques.....	3

Remerciements

Je souhaite remercier tout particulièrement mes responsables de stage, Claude Bouchon et Yolande Bouchon-Navaro pour leur soutien et leur gentillesse tout au long de ce stage.

Je remercie également Aurélien Japaud pour m'avoir initié aux joies (et aux déboires) des analyses moléculaires et pour sa patience.

Je souhaite remercier le Parc National de la Guadeloupe pour leur soutien financier et pour nous avoir autorisé à mener cette étude aux îlets Pigeon.

Un grand merci à Sébastien Cordonnier, Camille Freschet et Mathilde Guéné pour leur aide précieuse lors des opérations de pesée.

Merci à toute l'équipe d'Archipel Plongée pour leur accueil et leur convivialité.

Merci également à toute l'équipe de BOREA DYNECAR pour m'avoir « supporté » durant ces six mois de stage.

Et enfin, merci infiniment à mes parents et à Fabien pour leur soutien et leur confiance durant ces dernières années d'études.

1. Introduction

1.1 Généralités

Véritable oasis sous-marine, souvent comparée aux luxuriantes forêts tropicales (Connell, 1978), les récifs coralliens sont parmi les écosystèmes les plus riches et les plus diversifiés de la planète (Roberts, 2003). Bien qu'ils ne recouvrent que 0,02 % du fond des océans (Spalding *et al.*, 2001), on estime que les récifs coralliens abritent à eux seuls un tiers des espèces marines (Newton *et al.*, 2007). Au-delà de leur rôle écologique, les récifs coralliens constituent des remparts naturels contre la houle et les ouragans et protègent une centaine de pays de l'érosion côtière (Moberg et Folke, 1999). Les récifs coralliens bordent une centaine de pays et fournissent une source de revenu et de nourriture indispensables à des millions d'hommes. En effet, selon les estimations, 10% du poisson consommé dans le monde serait pêché aux environs des récifs coralliens et rapporterait plus de 100 milliards de dollars chaque année (Camargo *et al.*, 2009 ; Hughes *et al.*, 2010). Toujours d'un point de vue économique, ils représentent une manne importante liée à l'ensemble des activités touristiques, de loisirs, mais également commerciales qu'ils rendent possible (plongée sous-marine, sports de glisse, bateaux à fond de verre, pêche professionnelle et plus largement fréquentation touristique des hôtels et restaurants en bord de plage). À l'échelle mondiale, les biens et services qu'ils fournissent rapportent annuellement un bénéfice net estimé à 375 milliards de dollars (Edwards et Gomez, 2007).

Malgré leur importance écologique, économique et sociale, les récifs coralliens sont aujourd'hui en danger. On estime que 35% des récifs coralliens dans le monde sont actuellement menacés et que 19% ont d'ores et déjà été perdus (Wilkinson, 2008). Les récifs coralliens de la Caraïbe sont particulièrement affectés et présentent le taux de recouvrement corallien le plus faible de toute leur histoire géologique (Greenstein *et al.*, 1998). En effet, durant les dernières décennies le déclin des récifs coralliens s'est accentué du fait des modifications climatiques globales et des contraintes anthropiques liées à l'explosion démographique humaine dans les régions côtières. L'urbanisation croissante du littoral constitue aujourd'hui une réelle menace pour les écosystèmes aquatiques environnants. La

pollution des eaux côtières due au lessivage des sols et accentuée par la déforestation et l'agriculture intensive engendre des phénomènes d'eutrophisation (Tomascik et Sander, 1987a ; Tomascik, 1991) et d'hyper sédimentation (Rogers, 1990 ; Wolanski *et al.*, 2003) qui détruisent de nombreux récifs coralliens. Cette dégradation est aussi aggravée par la surpêche (Jackson *et al.*, 2001), les dragages portuaires et la destruction des écosystèmes adjacents tels que les mangroves et les herbiers de Phanérogames marines (Harborne *et al.*, 2006). La multiplication des perturbations climatiques extrêmes intimement liées au réchauffement climatique a notamment déclenché des périodes de blanchiment et de mortalité massive des coraux dans la plupart des régions tropicales du globe (Baker *et al.*, 2008). Si leur dégradation se poursuit à ce rythme 90% des récifs coralliens pourraient disparaître d'ici 2050 (Wilkinson, 2008 ; Burke *et al.*, 2011) et avec eux une multitude d'espèces marines.

Les récifs de la Caraïbe n'ont pas été épargnés et les menaces qui pèsent sur ces écosystèmes coralliens sont d'autant plus grandes que ces espèces n'existent nulle part ailleurs que dans la Caraïbe. Les deux seules espèces de coraux branchus du genre *Acropora* que l'on retrouve dans cette région ont un rôle écologique important. En effet, *Acropora palmata* (Lamarck, 1816), avec les espèces du genre *Orbicella*, est un des coraux bio-constructeurs majeurs des récifs actuels de la Caraïbe. Par ailleurs, du fait de leurs formes branchues, les trois espèces d'acropores participent à la complexité structurelle des récifs coralliens et offrent ainsi des abris à ses habitants (poissons, vers, Mollusques, Crustacés...). Cependant, depuis 2008, *Acropora palmata* et *A. cervicornis* (espèces endémiques de la Caraïbe) sont classées en danger critique d'extinction sur la Liste Rouge des Espèces Menacées de l'IUCN. D'après Bruckner (2002) la population de coraux *Acropora* de l'Atlantique ouest tropical aurait diminué de 80 à 90% depuis les années 80.

Face à ce constat alarmant, de nombreux projets de restauration des populations de ces espèces ont vu le jour. En 2012 dans leur rapport, Young, Schopmeyer et Lirman avaient déjà répertorié plus d'une soixantaine de projets de restauration des coraux du genre *Acropora* dans la Caraïbe.

La transplantation corallienne développée par Maragos en 1974 est la méthode la plus couramment utilisée dans le domaine de la conservation récifale (Maragos, 1974). La méthode

consiste à prélever des colonies ou de simples fragments de coraux (boutures) et à les élever au sein d'une « ferme aquatique » (en milieu naturel ou artificiel) durant quelques mois, voire quelques années. Les coraux sont ensuite transplantés sur des récifs dégradés dans un but de restauration (Jaap, 2000). Ces fermes coralliennes servent à optimiser la survie et la production des boutures d'Acropores en minimisant les risques (prédation, houle, sédimentation) qui pourraient les menacer dans leur milieu d'origine. Une fois transplantées, les boutures viennent renforcer les populations coralliennes existantes. Un autre aspect de la restauration, bien souvent négligé, est celui de la conservation de la diversité génétique. Lorsque l'on cherche à restaurer des coraux à partir de boutures, le risque majeur est d'obtenir une population présentant une plus faible diversité génétique que celle des populations d'origine. En effet, il est communément admis qu'une population présentant une diversité génétique élevée est plus apte à survivre et à s'adapter à d'éventuelles modifications environnementales. Une forte diversité allélique augmenterait aussi la capacité de résilience des communautés coralliennes (Van Oppen et Gates, 2006).

Cette étude a eu pour but de réaliser un élevage expérimental des espèces *Acropora cervicornis*, *A. palmata* et de leur hybride *A. prolifera*, tout en essayant de maintenir une diversité génétique maximale dans les populations de coraux transplantés. Les coraux, prélevés sur la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin ont été transplantés aux Ilets Pigeon situés dans le cœur du Parc National de la Guadeloupe. L'objectif de cette expérimentation a été tout d'abord, de démontrer la faisabilité de la transplantation et de l'élevage d'acropores sur ce site, puis de chercher à estimer, d'une part, l'importance des facteurs génétiques et, d'autre part, l'influence des clades de zooxanthelles symbiotiques, sur le taux de croissance des coraux.

1.2 Modèles d'étude

La figure 1 replace le genre *Acropora* dans le règne animal.

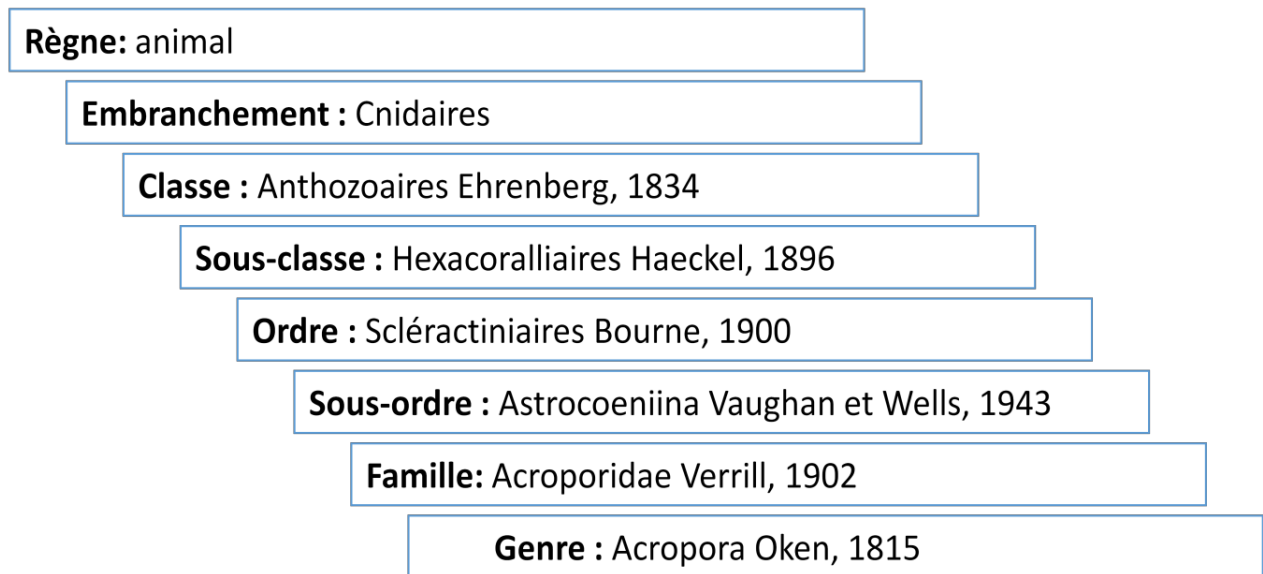


Figure 1: Position taxinomique du Genre *Acropora*.

Il y a deux à trois millions d'années, la fermeture de l'isthme du Panama a conduit à l'isolement des écosystèmes marins de la région ouest Atlantique tropicale par rapport à ceux de la région Indo-Pacifique. Ce phénomène a induit un taux d'endémisme important chez les espèces marines animales et végétales de la Caraïbe. Cette région recèle ainsi une faune et une flore uniques au monde, ce qui la rend aussi plus vulnérable en cas de perturbations d'origine anthropique ou naturelle. Par ailleurs, l'isolement de ces écosystèmes par rapport à ceux de la région Indo-Pacifique a entraîné une perte importante de leur biodiversité lors des dernières glaciations.

Ainsi, 114 espèces du genre *Acropora* sont recensées dans le monde (Wallace, 1999), dont 111 dans la région Indo-Pacifique et seulement 3 dans la région Caraïbe. Ces trois espèces sont *Acropora cervicornis*, *Acropora palmata* et *Acropora prolifera* qui est en réalité un hybride des deux premières espèces plutôt qu'une espèce à part entière (Van Oppen *et al.*, 2000; Vollmer et Palumbi, 2002). Pour simplifier la rédaction, nous parlerons « d'espèce » *A. prolifera* plutôt que d'hybride comme c'est généralement le cas dans la littérature. On les retrouve sur

les récifs peu profonds du golfe du Mexique, de la Floride et des Bahamas, des Petites et Grandes Antilles ainsi que sur ceux de la côte caraïbe de l'Amérique Centrale. Le genre est absent du Brésil et des Bermudes.

Acropora cervicornis (Lamarck, 1816), appelé « cornes de cerf », forme des colonies arborescentes très ramifiées constituées de longues branches grêles et cylindriques de couleur brune à jaune doré (Fig. 2). La taille des massifs peut varier de quelques dizaines de centimètres à 2,5m d'envergure. Cette espèce présente généralement une croissance très rapide pouvant aller jusqu'à 25 cm par an (Lewis *et al.*, 1968). On retrouve des colonies d'*Acropora cervicornis* dans des eaux claires et calmes, depuis la surface jusqu'à une vingtaine de mètres de profondeur. L'espèce vit dans les zones sableuses des lagons et sur la partie supérieure des pentes externes récifales.

Acropora palmata (Lamarck, 1816), aussi appelé « cornes d'élan », forme des colonies ramifiées constituées de branches épaisses, aplaties horizontalement, orientées vers la surface et de couleur brun-beige à jaunâtre (Fig. 3). Les massifs peuvent présenter une taille allant jusqu'à 4 m. La vitesse de croissance de cette espèce peut aller jusqu'à 15 cm par an. *Acropora palmata* colonise les zones peu profondes des platiers récifaux et les pentes externes jusqu'à 15 m maximum. Contrairement à *Acropora cervicornis* dont la structure est plus fragile, *Acropora palmata* s'installe dans des zones agitées où l'hydrodynamisme est plus élevé.



Figure 2 : Colonie d'*Acropora cervicornis*.



Figure 3 : Colonie d'*Acropora palmata*

Acropora prolifera (Lamarck, 1816), est un hybride de première génération entre *Acropora cervicornis* et *Acropora palmata* et présente une morphologie intermédiaire à ces deux espèces (Van Oppen *et al.*, 2000 ; Vollmer et Palumbi, 2002). En effet, cet hybride forme des colonies arborescentes portant de longues branches cylindriques (caractéristique d'*Acropora cervicornis*) aux extrémités ramifiées, palmées (caractéristique d'*Acropora palmata*) (Fig. 4). On retrouve des colonies d'*Acropora prolifera* dans les eaux claires des lagons et sur les pentes externes des récifs jusqu'à une profondeur de 20 mètres.



Figure 4 : Champ d'*Acropora prolifera*.

Comme presque tous les Scléactiniaires récifaux, les espèces du genre *Acropora* possèdent dans leurs tissus des algues symbiotiques, les zooxanthelles, qui leur fournissent des composés carbonés issus de leur photosynthèse. Ces apports couvrent une grande partie de leur besoin alimentaire. Le reste (acides aminés indispensables) est comblé par une alimentation hétérotrophe par prédation de petites proies capturées à l'aide des tentacules qui entourent la bouche des polypes.

2. Site d'étude

Les Ilets Pigeon sont deux îlots d'origine volcanique, situés à environ 800 m au large de la plage de Malendure sur la côte ouest de la Basse-Terre. Séparés par un chenal sableux peu profond, les îlots sont entourés de fonds essentiellement rocheux. Aucun récif corallien bioconstruit n'existe autour des îlets Pigeon, cependant leurs fonds rocheux abritent une communauté récifale parmi les plus florissantes de Guadeloupe (Bouchon-Navaro et Bouchon, 2000). Au moment de la création de la réserve marine et terrestre des Ilets Pigeon, le peuplement corallien était caractérisé par la prédominance d'espèces bioconstructrices massives (*Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *Diploria clivosa*, *Colpophyllia natans...*) et par des espèces de coraux branchus telles que *Madracis mirabilis*, *Acropora cervicornis* et *A. palmata* (Bouchon-Navaro et Bouchon, 2000). Bien que situées dans une aire marine protégée, les formations coralliennes des îlets ont beaucoup souffert de l'affluence croissante des plongeurs, mais aussi de la pollution côtière et bien sûr du réchauffement climatique. En 2005, après un épisode important de blanchissement, les fonds des îlets Pigeon ont montré un déclin significatif du recouvrement corallien (Bouchon *et al.*, 2005). Ce déclin avait été suivi par une forte mortalité retardée des coraux et une chute du recrutement de leurs juvéniles. Aujourd'hui seules quelques colonies d'Acropores survivent autour des sites des îlets Pigeon.

3. Matériel et méthodes

3.1 Prélèvement des échantillons

Les boutures des trois espèces d'*Acropora* ont été prélevées le 11 février 2016 sur le platier de la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin, par environ 2 m de profondeur (Fig.5). Cette barrière récifale a été choisie comme site de prélèvement parce que son platier abritait des colonies des trois espèces d'acropores vivant dans des conditions écologiques similaires.

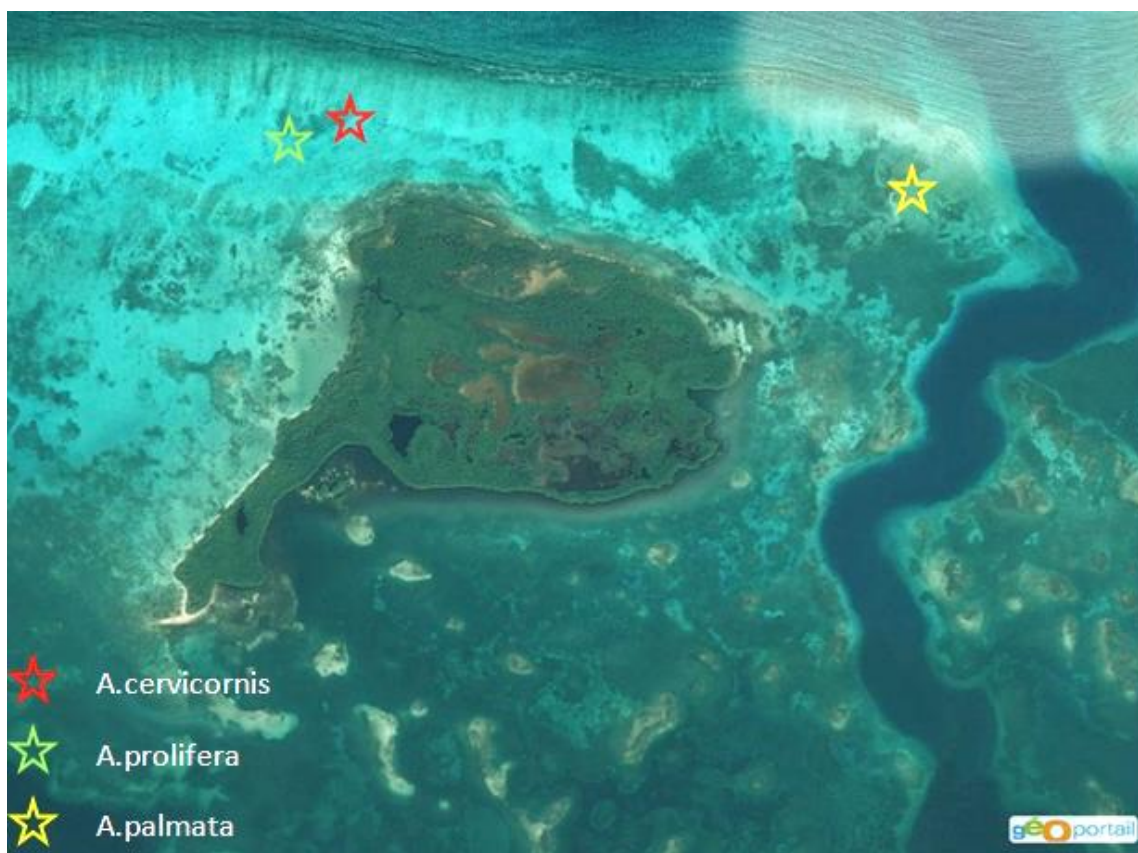


Figure 5 : emplacements des sites de prélèvement des boutures coralliennes sur le platier de la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin.

Pour chacune des espèces, boutures appartenant à des colonies différentes ont été prélevées pour les trois espèces. Dans le but d'assurer une diversité génotypique la plus élevée possible, les boutures ont été prélevées sur des colonies espacées de plusieurs mètres, afin d'éviter les colonies voisines monoclonales produites par fragmentation. Deux boutures

d'environ 4 cm de long par colonie étaient destinées à chacune des méthodes de transplantation décrites ultérieurement et une troisième plus petite à l'analyse génétique de la colonie. Les boutures ont été prélevées au niveau des extrémités des branches des colonies à l'aide d'une pince coupante et ensuite conservées dans des sachets en plastique remplis d'eau de mer. Soixante boutures d'*A. cervicornis*, d'*A. prolifera* et d'*A. palmata* ont ainsi été récoltées sur le platier de la barrière récifale. Une fois à bord du bateau, les boutures destinées à la transplantation ont été transférées dans des bacs à godets, dans des glacières contenant de l'eau de mer (Fig.6). Ce dispositif permet d'éviter les chocs et un stress hydrique et thermique durant le transport vers le site de transplantation.

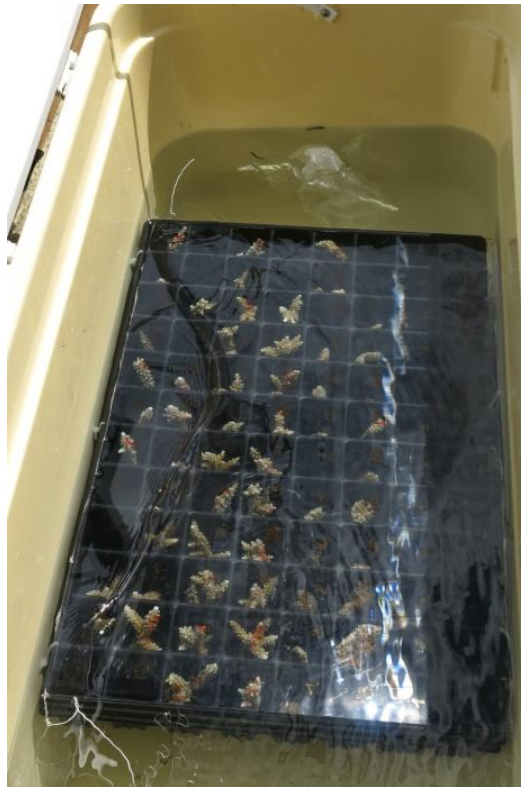


Figure 6 : Dispositif de transport des boutures dans des bacs à godets.

Les échantillons destinés aux analyses biomoléculaires ont été stockés dans des tubes Falcon™ numérotés, remplis d'eau de mer. Une fois au laboratoire, l'eau de mer des tubes a été

remplacée par de l'éthanol pur. Les échantillons ont été conservés à -20°C jusqu'à leurs analyses.

Le transport des boutures jusqu'au site de transplantation a été effectué à la fois par la route et par bateau. Au total, le transport des boutures (entre leur prélèvement et leur réimmersion) a duré presque 7h, ce qui peut représenter un stress important pour les coraux, bien qu'ils soient conservés dans l'eau.

Dans le cadre de cette étude, un dispositif permettant de mesurer, sous l'eau, le poids frais égoutté des échantillons de coraux a été mis au point par C. Bouchon (Fig. 7). Celui-ci consiste en un caisson parallélépipédique en « altuglas » ouvert à la base. Cette cloche est fixée à 1,5 m au-dessus du fond à l'aide de filins et de gueuses en acier est rempli d'air en plongée. Un dynamomètre à ressort (précision 0,1 newton) est suspendu à l'intérieur du caisson. Les boutures sont accrochées au peson et leur « poids frais » est mesuré dans l'air du caisson, sans avoir à les remonter en surface. La durée d'émersion des boutures à chaque pesée est estimée à 30 secondes, ce qui ne semble pas constituer un stress important pour les coraux.

Les 140 boutures ont été ainsi pesées tous les 15 jours durant une période de 109 jours du mois de février à juin 2016. Chaque opération de pesée nécessitait une plongée d'une durée moyenne de 80 minutes. Avant chaque plongée, le peson était réétalonné avec un poids étalon pour vérifier son bon état.

Les masses des boutures ont été ensuite entrées dans un tableau Excel et converties en gramme (1 newton correspond à 101,972 grammes-force). Le taux d'accroissement global moyen des coraux a été calculé pour l'ensemble des boutures à partir de leur poids initial (première pesée) et de leur poids final (dernière pesée).

$$\text{Taux d'accroissement moyen global} = \frac{\text{Poids final} - \text{Poids initial}}{\text{Poids initial}} * 100$$

Pour chacune des espèces, il a été procédé au calcul des rapports entre poids humide, poids sec (étuvage à 50°C jusqu'à masse constante) et masse de calcaire (échantillons séchés après immersion dans l'hypochlorite de sodium). Ces rapports ont été comparés entre les trois espèces par une analyse de variance de rangs qui n'a pas révélé de différence significative interespèce.

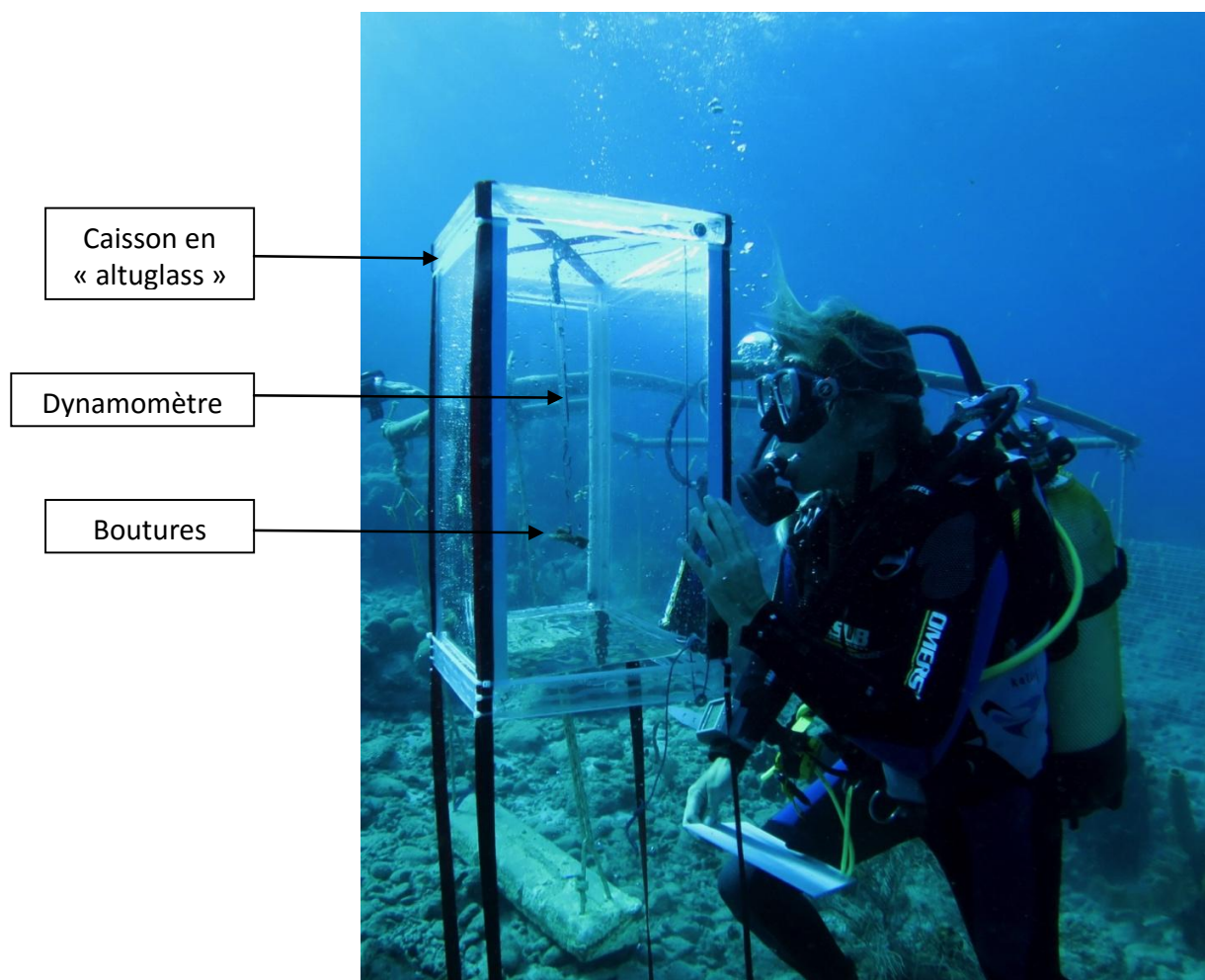


Figure 7 : dispositif de pesée des boutures.

3.2 Site d'élevage et dispositif expérimental

Le site d'installation des boutures de coraux est localisé au nord-est des îlets Pigeon (Fig.8). Ce site a été choisi pour sa faible fréquentation par les plongeurs qui s'aventurent peu de ce côté des îlets. Il est constitué par des fonds sableux situés à une profondeur d'environ 7m, au pied d'un tombant rocheux.



Figure 8 : Emplacement du site d'expérimentation aux îlets Pigeon.

Deux techniques d'élevage ont été mises en place :

Le premier dispositif était constitué de deux cadres (cadre 1 et cadre 2) de trois mètres de long sur un mètre de large réalisé en tube de PVC de 8 cm de diamètre, suspendus à 2 m au-dessus du fond par quatre gueuses en béton qui leur servent d'ancrage (Fig. 9a). Ces cadres, installés côte à côte, sont séparés par 1 m. La première technique de culture consiste à suspendre les boutures de coraux aux tubes de PVC par des fils de nylon, avec un système d'attache rapide afin de pouvoir les décrocher et raccrocher facilement (Fig. 9b). Ainsi disposées, les boutures sont à l'abri de la sédimentation, de la compétition avec les macroalgues et des prédateurs benthiques tels que les vers et les Gastéropodes coralliophages. Elles sont également partiellement protégées de la prédation par les poissons brouteurs de polypes tels que les chaetodons qui s'élèvent peu au-dessus du fond.

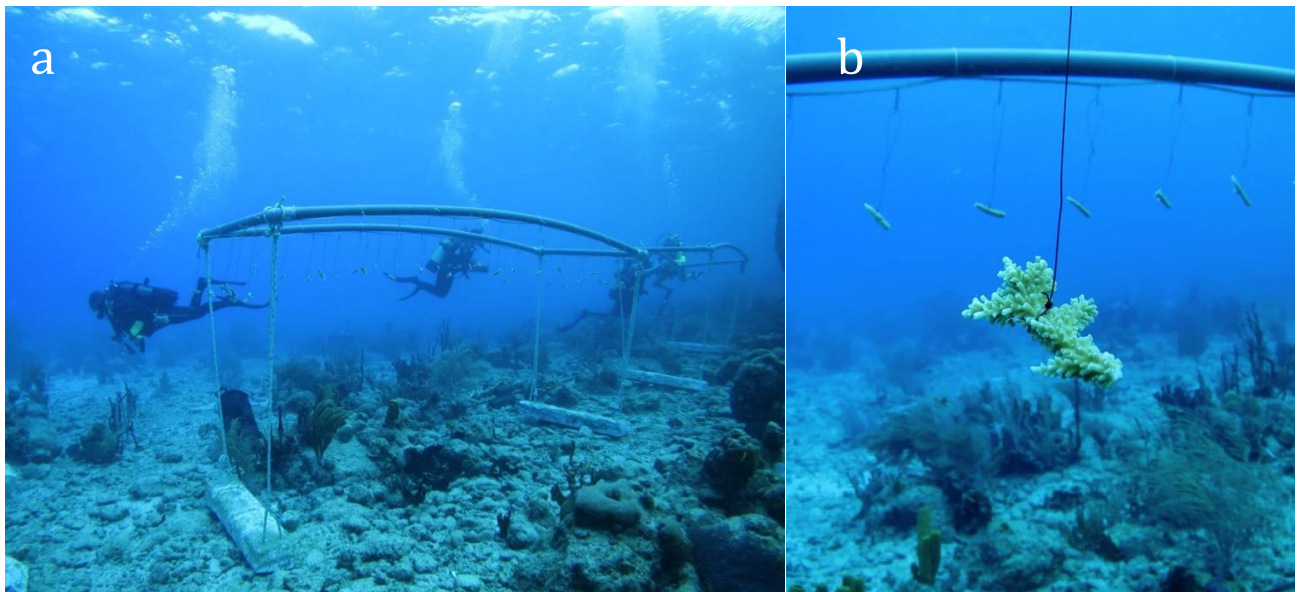


Figure 9 : Premier dispositif (a) : boutures suspendu (b) en pleines eaux à des cadres en PVC.

Le deuxième dispositif est constitué par une grille rigide en forme de « V » inversé de 2m de long sur 1m15 de haut, réalisée en acier galvanisé protégé par un revêtement de caoutchouc, posé sur le fond et immobilisé à l'aide de gueuses en béton (Fig. 10a). Les boutures de coraux y sont fixées à l'aide de pinces à linge fixées elles-mêmes à l'aide de colliers « Colson™ » sur les mailles du grillage (Fig. 10b). Les boutures sont espacées au minimum de 15 centimètres les unes des autres. Chacune des espèces est répartie sur les deux faces du « V » inversé pour que l'on puisse prendre en compte leur orientation différente par rapport à la houle et aux courants. Ce dispositif est destiné à tester la croissance des boutures en conditions suspendues en pleine *versus* fixées près du fond.

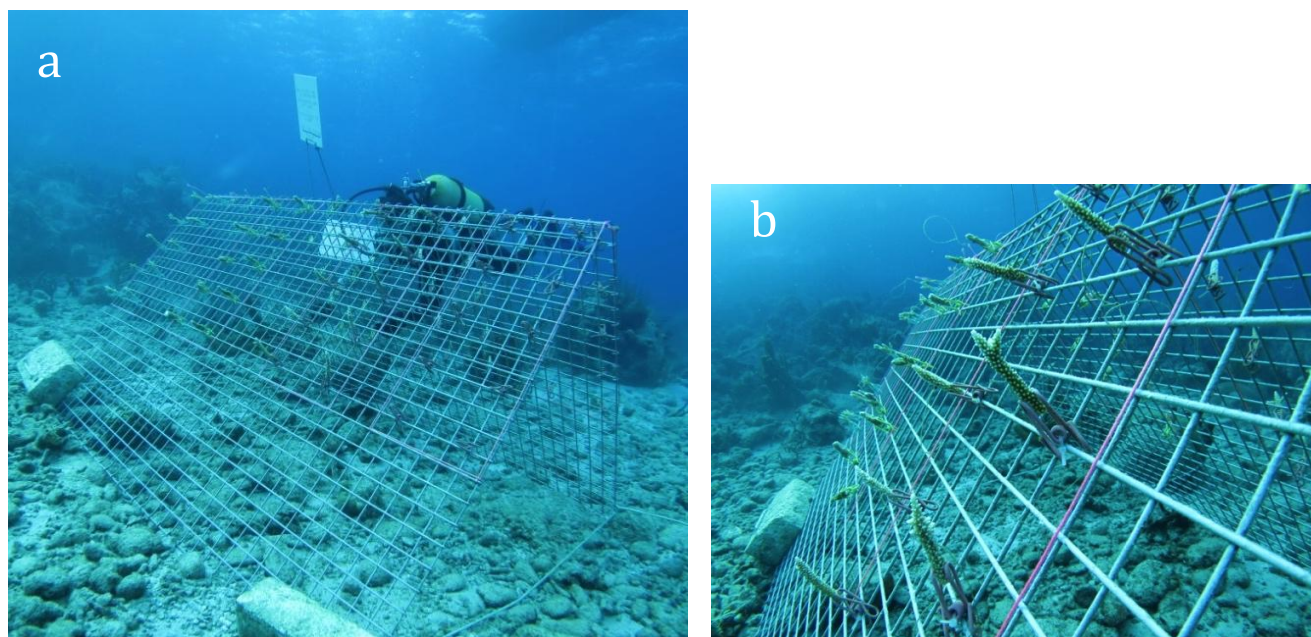


Figure 10 : Deuxième dispositif (a): les boutures sont fixées à une grille en forme de « V-inversé » (b).

3.3 Techniques moléculaires

3.3.1 Extraction de l'ADN

Tous les fragments de coraux ont été conservés dans de l'éthanol à 100 % (AnalaR NORMAPUR®) à -20°C. Pour les 60 échantillons, la première étape a consisté à prélever un fragment de corail avec 5-10 polypes à l'aide d'une pince stérile et à le rincer à l'eau distillée pour éliminer l'éthanol. L'ADN génomique total (du corail, ainsi que celui des zooxanthelles associées) a ensuite été extrait et isolé à partir de ces fragments, à l'aide d'un kit de purification d'ADN (Gentra Puregene ; Qiagen, Germantown, USA).

3.2.2 Analyses génétiques

Les analyses génétiques avaient pour but de différencier, d'une part, les différents génotypes des coraux hôtes et, d'autre part, les différents clades de zooxanthelles présents dans leurs tissus. Deux séries d'analyses ont donc été effectuées parallèlement à partir de l'ADN génomique total extrait des échantillons.

- Recherche des génotypes des coraux :

Pour la recherche des génotypes des échantillons de coraux, 14 couples amorces microsatellites d'*A. palmata* ont été utilisées pour les trois espèces, puisque ceux-ci sont génétiquement proches (Baums *et al.*, 2005a, 2009).

Un kit spécifique pour les réactions de polymérisation en chaîne (PCR) avec des marqueurs microsatellites (Type-it® Microsatellite PCR Kit ; Qiagen, Germantown, USA) a été utilisé pour effectuer les réactions de PCR. Pour réaliser ces PCR, 60 à 80 ng d'ADN ont été utilisés pour un volume de réactif total de 5 µl avec : 2,5 µl de « Master Mix » (Type-it, Multiplex PCR Master Mix), 0,5 µl de solution Q¹, 0,25 µl de « Primer Mix » (mélange d'amorces à la concentration de 0,2 µM). Deux PCR ont été réalisées avec deux mélanges d'amorces différents (Primer Mix 1 et 2) contenant chacun 7 marqueurs différents, afin d'optimiser l'amplification de tous les *loci*. Deux PCR ont été réalisées avec deux mélanges

¹ Un additif de PCR qui permet de faciliter l'amplification des brins d'ADN en modifiant le comportement d'hybridation des amorces sur l'ADN

différents de 7 couples d'amorces (Primer Mix 1 et 2) afin d'amplifier tous les *loci*. Les deux PCR ont été effectuées à l'aide du thermocycleur GeneAmp®PCR System 2700 (Applied Biosystems), en suivant le même programme : 5 mn de dénaturation à 95°C, puis 28 cycles de 30 s à 95°C, 1 min 30 s à 57°C ou 55°C (les températures d'hybridation respectives pour les amorces du Primer Mix 1 et du Primer Mix 2), 30 s à 72°C et une période d'élongation finale de 30 min à 60°C .

Les produits des PCR ont été envoyés à la plateforme GENTYANE de l'INRA de Clermont-Ferrand. Les fragments amplifiés ont été séparés à l'aide d'un séquenceur ABI 3730 XL (Applied Biosystems), avec pour marqueur de taille interne le GeneScan 500 LIZ (Applied Biosystems). Les spectres de fluorescence obtenus ont ensuite été analysés avec le logiciel GeneMapper v4.0 (Applied Biosystems) afin de déterminer les allèles associés aux *loci* microsatellites de tous les échantillons et de connaître ainsi les "génotypes multi-locus" (MLG) des colonies échantillonnées.

- Recherche des haplotypes des zooxanthelles :

Pour identifier les clades de zooxanthelles présents dans les tissus des coraux, une autre série de PCR a été réalisée, à l'aide d'amorces qui amplifient une partie du génome chloroplastique. Ces amorces sont 23S1 (50-GGCTGTAACATAACGGTCC-30) et 23S2 (50-CCATCGTATTGAA CCCAGC-30),(Santos *et al.* 2002).

Pour réaliser ces PCR, 0,7 µl d'ADN extrait a été utilisé pour un volume de réactif total de 10 µl, avec 5 µl de Master Mix (Type-it Multiplex PCR Master Mix), 2,7 µl de « RNase-free water », 1 µl de solution Q et 0,3 µl de chaque amorce.

Pour vérifier la qualité de l'amplification de chaque PCR, 3 µl ont été utilisés pour une électrophorèse sur gel d'agarose. Le volume restant des produits de la PCR (7 µl) a été complété avec de l'eau afin de diluer les produits PCR et dans un même temps de parvenir aux 15 µl attendus par l'entreprise Eurofins Genomics (Ebersberg, Allemagne). Les fragments amplifiés ont été séparés sur un séquenceur ABI 3730 XL (Applied Biosystems). Enfin les séquences ont été analysées à l'aide du logiciel MEGA6 version 6.06. Les séquences ont ensuite été comparées une à une à des séquences de référence retrouvées sur le site Genbank.

3.4 Données environnementales

Les principaux facteurs écologiques susceptibles d'influencer la croissance des coraux sont l'éclairement, la couverture nuageuse, la température de l'eau ainsi que la houle. Ces paramètres ont donc été mesurés pour évaluer leur influence éventuelle sur la croissance des échantillons. L'ensemble des données brutes sont rassemblées en annexe 1.

3.4.1 L'éclairement

La variation de l'éclairement journalier reçu au niveau du site de transplantation, durant la période d'expérimentation, a été calculée à partir de l'irradiation solaire de la planète à la latitude de 16°30 et en fonction de la date. Ces données sont présentées dans la figure 11.

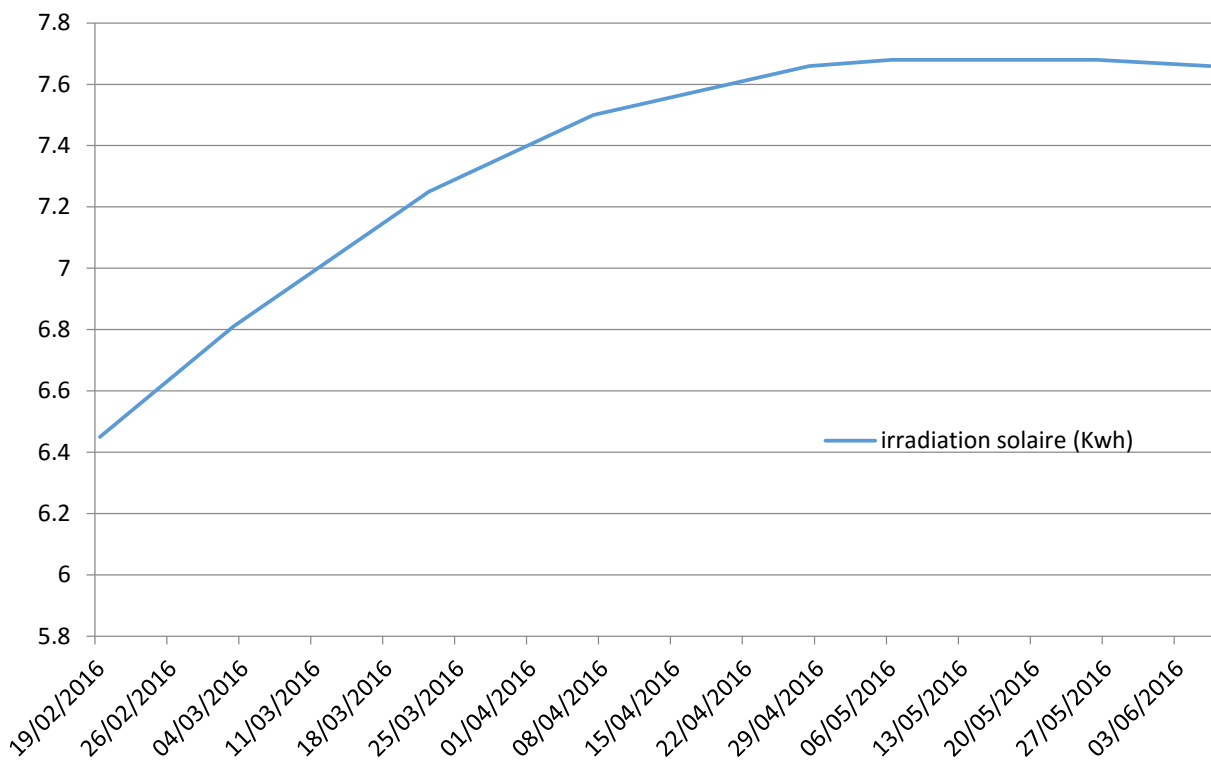


Figure 11 : variation de l'éclairement global au niveau du site de transplantation durant la période d'expérimentation.

L'éclairage, par rapport à l'intensité pénétrant la surface, perçue par les boutures au niveau des différents dispositifs (Fig.12), a été mesuré à l'aide d'un quantamètre Licor™ équipé de deux capteurs Licor™ Li-192 (un en surface, synchronisé avec un autre au niveau des boutures), (Tab. 1).

Tableau 1 : Pourcentage d'éclairage par rapport à celui de surface reçu par les boutures au niveau de chacun des dispositifs.

	Éclairage	Profondeur
V-inversé	36,8% - 39,2%	6,1m - 6,5m
Cadre 1	51,3%	4,7m – 4,9m
Cadre 2	42,1% - 47,4%	5,2m – 5,3m

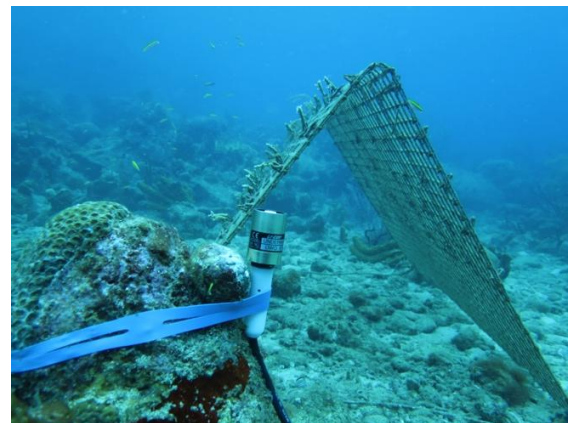


Figure 12 : installation de la sonde Licor™ au niveau des boutures fixées au "V-inversé".

L'éclairage reçu par les boutures suspendues au niveau du cadre 1 est en moyenne de 51,3 % de l'éclairage qui arrive en surface. Celles suspendues au niveau du cadre 2 reçoivent en moyenne entre 44,8 %. Les boutures fixées sur le « V-inversé » perçoivent en moyenne entre 36,8% de l'éclairage pour les plus profondes (6,5 mètres) et 39,2% pour les moins profondes (sommet du dispositif à 6,1 mètres).

3.4.2 La couverture nuageuse

Pendant toute la durée de l'expérimentation, l'enneuagement journalier moyen au-dessus de la commune de Bouillante (plus proche station météorologique de notre site d'étude) a été noté à partir des données fournies par le serveur météorologique « Windguru² ». La figure 13 présente les variations d'enneuagement durant la période d'étude.

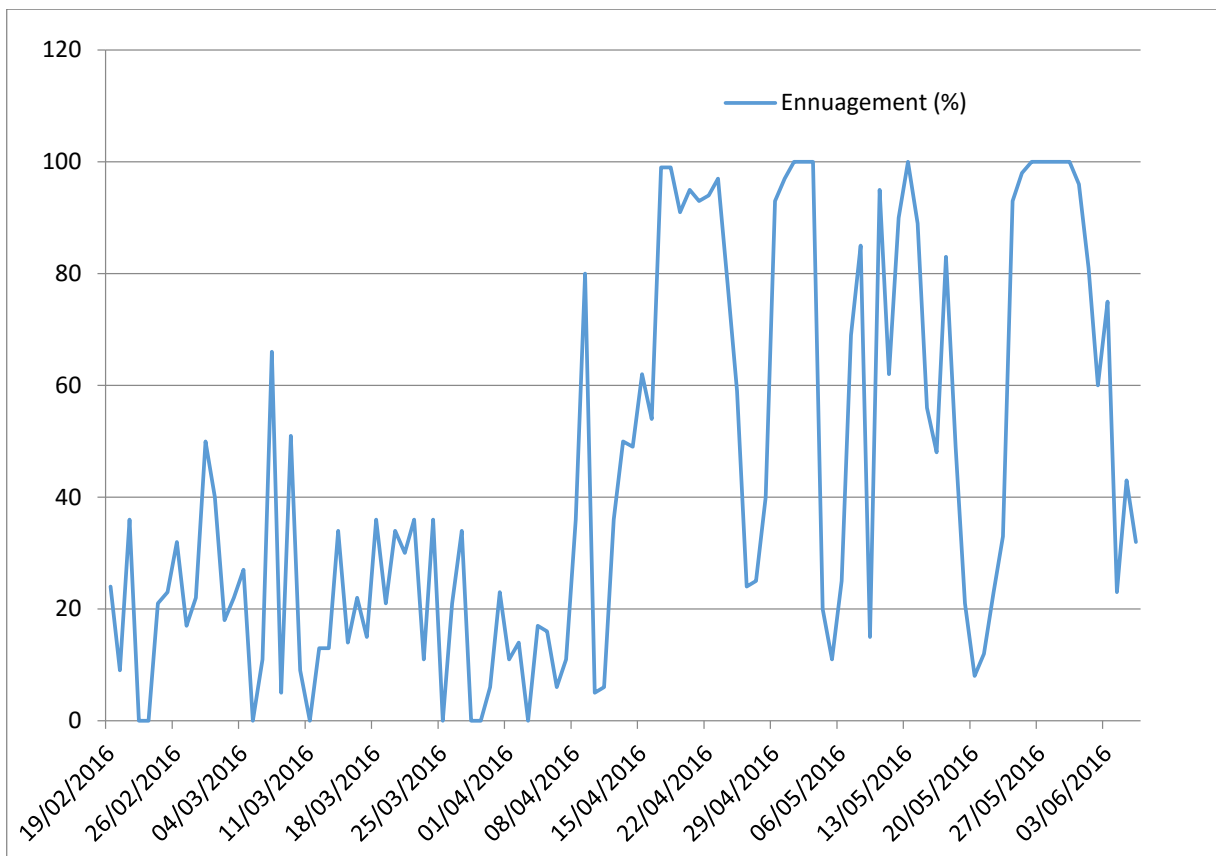


Figure13 : courbe de variation de l'enneuagement au cours de la période d'étude.

² <http://www.windguru.cz/int/index>

3.4.3 La température de l'eau

Durant les 109 jours d'élevage la température de l'eau a été enregistrée toutes les quatre heures avec un thermographe enregistreur (U22, Hobo™) fixé à sur un des cadres d'élevage. Les valeurs moyennes journalières sont présentées dans la figure 14.

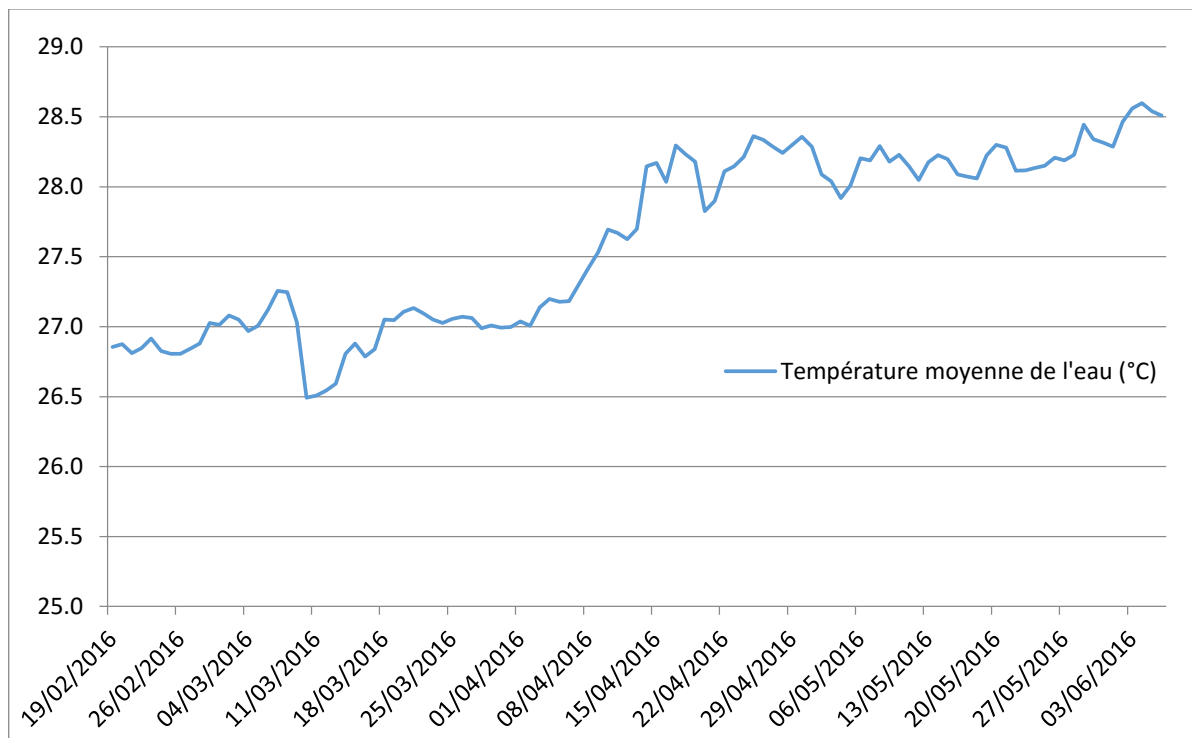


Figure 14 : courbe de variation des températures moyennes journalières au cours de la période d'expérimentation.

L'examen de la figure 14 montre une augmentation de la température de l'eau au cours de la période d'étude de 27,1°C à 28,6°C.

3.4.4 La houle

Pendant l'expérimentation, la hauteur et la direction de la houle arrivant sur les côtes de la Guadeloupe ont été relevées à partir des données fournies par le serveur météorologique « Windguru ». Une moyenne de la hauteur des vagues durant les périodes séparant deux pesées a été calculée à l'aide des données journalières. Ces données sont rassemblées dans l'Annexe 1. Le site de transplantation étant plus exposé aux houles provenant des secteurs nord, nord-est et moins sensible à celles de secteur est-nord-est. Un facteur de correction a été appliqué aux données de hauteur des vagues, pour tenir compte de l'orientation de la houle. Il était de 3 pour les houles provenant des secteurs nord-est, de 2 pour celles provenant des secteurs est-nord-est et de 1 pour celles d'est. Ces données ont été utilisées pour rechercher une éventuelle influence de la houle sur le taux d'accroissement des boutures.

3.5 Analyse des données

Les boutures de coraux ayant été pesées tous les quinze jours sur une période de 109 jours, 8 mesures de pesée sont donc disponibles pour chaque échantillon. Pour traiter ces séries courtes, des tests relevant de la statistique non gaussienne ont été mis en œuvre.

Pour les tests de comparaison de moyenne, il a été fait appel au test U de Mann et Withney pour échantillons indépendants. Pour les analyses de variance à un facteur, l'analyse de variance de rangs de Kruskal-Wallis, associée à des tests de comparaisons multiples en cas de différences significatives a été utilisée. Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel XLSTAT (Addinsoft ©).

Une analyse des redondances (RDA), a permis de tester l'influence des facteurs environnementaux sur la croissance globale des boutures des trois espèces (logiciel CANOCO).

Par définition, dans le cadre de cette étude, la production (P) est la quantité de biomasse de corail produite par unité de temps. La productivité est le rapport de la production sur la biomasse initiale (B) (soit le rapport P/B).

4. Résultats

4.1 Survie et croissance globale des boutures

Sur les 120 boutures initialement installées sur l'ensemble des supports de croissance, deux boutures d'*Acropora palmata* sont mortes (une suspendue et une fixée au « V-inversé ») et une a été perdue (*A. palmata* suspendue) lors d'une forte houle. Au bout de 109 jours d'expérimentation, le taux de survie était de 100 % pour *A. cervicornis* et *A. prolifera* et de 97,5 % pour *A. palmata*.

L'accroissement moyen global de la biomasse des échantillons a été calculé pour toutes les techniques d'élevage et pour chacune des espèces. Celui-ci a été de $113 \pm 0,14$ % pour *A. cervicornis*, soit une productivité journalière de $0,01 \pm 0,001$ %. Pour *A. palmata*, le taux d'accroissement moyen global de la biomasse est de $57 \pm 0,001$ %, ce qui correspond à une productivité journalière de $0,005 \pm 0,001$ %. En ce qui concerne *A. prolifera*, le taux d'accroissement moyen global de la biomasse est de $144 \pm 0,26$ % avec une productivité journalière de $0,013 \pm 0,002$ %.

4.2 Diversité génotypique

Pour chacune des espèces, 20 colonies ont été échantillonnées. Les échantillons prélevés n'ont pas tous permis d'obtenir des génotypes complets à partir des 14 marqueurs microsatellites utilisés. Ils ont tout de même permis de différencier l'ensemble des génotypes présents. Neuf génotypes différents ont ainsi pu être mis en évidence chez *Acropora cervicornis*, cinq chez *A. palmata* et deux chez *A. prolifera*. Les tableaux de répartition de ces génotypes en fonction des échantillons font l'objet de l'annexe 2.

4.3 Clade de zooxanthelles

Sur les 60 boutures échantillonnées pour le séquençage des clades de zooxanthelles, 7 séquences obtenues n'étaient pas exploitables (6 boutures d'*Acropora cervicornis* et une d'*A.*

palmata). Pour les 54 autres échantillons, les résultats du séquençage ont révélé que les zooxanthelles symbiotiques associées aux trois espèces d'acropores correspondaient toutes au *Symbiodinium fitti*, clade A3 (Séquence : gi|572065110|gb|KF740695.1 sur GenBank³ ; Jeong *et al.*, 2013). Ce résultat n'a donc pas permis de rechercher l'existence éventuelle d'une influence du type de clade sur la croissance des boutures.

4.4 Recherche de facteurs influençant la croissance des coraux

4.4.1 Taux de croissance et facteurs environnementaux.

Une analyse des redondances (RDA) a été pratiquée sur la matrice de croissance au cours du temps des boutures de coraux associées à une matrice des facteurs environnementaux susceptibles d'intervenir sur la croissance des boutures. Il s'agissait de la houle, de la température de l'eau, de l'éclairement et de la couverture nuageuse. Les tests de permutation associés à cette RDA n'ont pas permis de mettre en évidence une influence statistiquement significative d'aucun de ces facteurs sur la croissance des boutures, pendant la période d'étude.

4.4.2 Taux de croissance et support d'élevage

Pour analyser l'influence éventuelle de la méthode d'élevage sur le taux de croissance globale des boutures de chacune des espèces, il a été fait appel à un test U de Mann et Whitney.

En ce qui concerne l'influence du positionnement des boutures fixées au « V-inversé » sur leur croissance, aucune différence significative de croissance n'a été montrée, pour les trois espèces, entre les boutures fixées sur la face nord ou sud de la grille (*A.cervicornis* : $u=59$, $p=0,54$; *A.palmata* : $u=45$, $p=0,70$; *A.prolifera* : $u=49$, $p=0,97$). Ainsi, ces échantillons ont été regroupés pour la suite des analyses.

³

[http://www.ncbi.nlm.nih.gov/nucleotide/572065110?report=genbank&log\\$=nuclalign&blast_rank=1&RID=P6RTN4EM014](http://www.ncbi.nlm.nih.gov/nucleotide/572065110?report=genbank&log$=nuclalign&blast_rank=1&RID=P6RTN4EM014)

Lorsque l'on compare, pour chacune des espèces, les taux de croissance globaux des boutures suspendues en pleine eau aux boutures fixées sur la grille, des différences statistiquement significatives apparaissent. La figure 15 représente le taux d'accroissement moyen global de la biomasse des échantillons en fonction de l'espèce et de la méthode d'élevage.

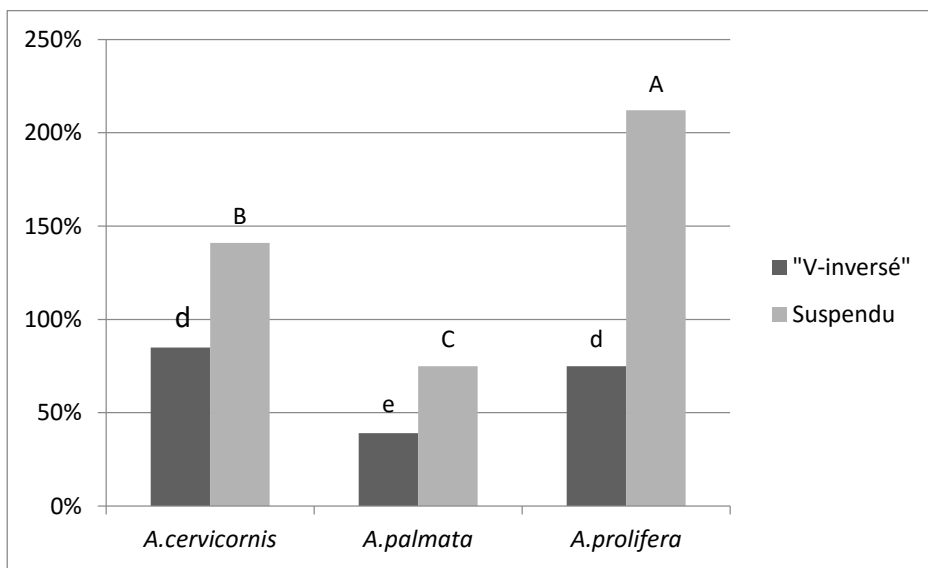


Figure 15 : Taux d'accroissement moyen global de la biomasse des échantillons en fonction de l'espèce et de la méthode d'élevage (les lettres A, B, C, d et e, correspondent aux résultats des tests de comparaisons multiples consécutifs à l'analyse de variance de rangs).

Pour *Acropora cervicornis* le taux d'accroissement moyen global de l'ensemble des échantillons élevés en pleine eau est de $141 \pm 0,21$ %, correspondant à une productivité moyenne journalière de $0,013 \pm 0,002$ %, alors que les boutures fixées sur la grille montrent un taux d'accroissement de $85 \pm 0,095$ % pour une productivité journalière de $0,008 \pm 0,001$ %. Le test U de Mann et Withney a montré l'existence d'une différence statistiquement significative entre ces valeurs ($u=41$ et $p<0,0001$). Les boutures *A.cervicornis* montre une croissance 1,6 fois supérieure lorsqu'elles sont suspendues en pleine eau plutôt que fixées sur la grille.

Pour *Acropora palmata* le taux d'accroissement moyen global de l'ensemble des échantillons élevés en pleine eau est de $75 \pm 0,088$ % pour une productivité journalière de $0,007 \pm 0,001$ % , tandis que les boutures fixées au fond montrent un taux d'accroissement de $39 \pm 0,06$ % pour une productivité journalière de $0,004 \pm 0,00057$ %. Un test U de Mann et Withney indique l'existence d'une différence statistiquement significative entre ces valeurs ($U=16$ et $p<0,0001$). Les boutures d'*A.palmata* montrent donc une croissance deux fois supérieure lorsqu'elles sont suspendues en pleine eau plutôt que fixées sur la grille.

Pour *Acropora prolifera*, le taux d'accroissement moyen global de l'ensemble des échantillons élevés en pleine eau est de $212 \pm 0,28$ % pour une productivité journalière de $0,02 \pm 0,002$ % , alors que les boutures fixées sur la grille montrent un taux d'accroissement de $75 \pm 0,085$ % pour une productivité journalière de $0,007 \pm 0,00078$ %. Un test U de Mann et Withney montre l'existence d'une différence statistiquement significative entre ces valeurs ($u=2$ et $p<0,0001$). Les boutures d'*A.prolifera* suspendues en pleine eau présentent une croissance 2,8 fois supérieure à celle des boutures fixées sur la grille.

Ainsi, les trois espèces présentent un taux de croissance plus élevé lorsqu'elles sont suspendues en pleine eau plutôt que fixées sur la grille.

4.4.3 Taux de croissance et espèces

Pour ce qui concerne les boutures croissant en pleine eau, des analyses de variance de rangs de Kruskal-Wallis effectuées entre les échantillons appartenant aux trois espèces révèlent l'existence de différences de croissance statistiquement significatives entre celles-ci ($k=39,53$ et $p<0,0001$). La croissance des boutures d'*A.prolifera* est donc près de deux fois supérieure à celle d'*A.cervicornis* et trois fois supérieure à celle d'*A.palmata*.

Pour les boutures fixées sur la grille, un test de Kruskal-Wallis montre également l'existence d'une différence de croissance globale significative entre les boutures d'*A. prolifera*, d'*A. cervicornis* et d'*A. palmata* ($k=37,13$ et $p<0,0001$). Des tests consécutifs de comparaisons multiples montrent que cette différence est due à *A. palmata* dont la croissance est inférieure à celle des deux autres espèces, ces dernières ne présentant pas de différence de croissance significative.

4.4.4 Taux de croissance en fonction des génotypes

Étant donné le peu d'individus (n) représentant certains génotypes (c.f. tableaux 1, 2, 3 en annexe 2), il n'a pas été possible d'effectuer des analyses statistiques pour tous les génotypes des trois espèces. Ainsi, pour *A.cervicornis* il n'a pas été possible d'effectuer des comparaisons intra spécifiques pour les neuf génotypes identifiés.

Pour *A.palmata* seuls les génotypes 10 (n=24) et 11(n=8) ont pu être comparés statistiquement. Un test U de Mann et Whitney n'a révélé aucune différence significative de croissance entre ces deux génotypes (u=93,5 et p=0,93).

Pour *A.prolifera* le test U de Mann et Whitney a également été effectué entre les échantillons des génotypes 15 (n=34) et 16 (n=6). Le résultat n'a pas non plus montré de différence significative de croissance entre ces deux génotypes (k=113 et p=0.69).

En conclusion, dans le cadre de cette expérimentation des différences significatives de croissance ont été mises en évidence entre les deux espèces (*A. cervicornis* et *A. palmata*), ainsi qu'avec leur hybride (*A. prolifera*). En revanche, si l'on considère les variations génotypiques intraspécifiques, aucune différence de croissance n'a pu être mise en évidence.

5. Discussion

De nombreuses études ont permis de développer et de tester différentes techniques de mesure de croissance *in situ* de bouture de coraux transplantés. La méthode la plus couramment utilisée consiste à mesurer la longueur totale d'extension des boutures, soit leur accroissement linéaire. Pour cela, sont mesurés, le diamètre de la branche la plus large, la longueur maximale de la bouture ainsi que la longueur de chaque branche secondaire de plus de 1 cm de long (Johnson *et al.*, 2011). Cette méthode, facilement utilisable sur des boutures peu ramifiées, s'avère difficilement applicable lorsque celles-ci arborent, au fur et à mesure de leur croissance, des formes de plus en plus complexes. D'autres méthodes ont encore été utilisées telles que le marquage à l'alizarine, qui implique de sacrifier les boutures à la fin de leur croissance (Barnes, 1970, 1972) ou encore, le calcul de la surface des colonies à l'aide de logiciel informatique de traitement d'image 3D (Courtney *et al.*, 2007 ; Veal *et al.*, 2010). Ces méthodes par traitement d'image nécessitent généralement la photographie de chaque bouture sous différents angles. Ces techniques sont généralement utilisées sur des espèces de coraux aux formes peu complexes (coraux massifs ou encroûtants) et non sur des espèces branchues pour lesquelles les erreurs de calcul sont trop importantes (Courtney *et al.*, 2007). Toutes ces techniques sont très consommatrice en temps de mesure ou d'analyse.

Pour évaluer la croissance des coraux transplantés, une autre méthode, peu utilisée, consiste à mesurer l'évolution de la masse des boutures. Une technique consistant à peser les boutures dans l'eau a été développée pour la première fois par Bak (1973). Son dispositif était constitué d'un flotteur dont la flottabilité était neutralisée par la masse du corail pesé, en se servant de masses étalons de poids connus. Cette technique basée sur le principe d'Archimède mesurait le poids du volume d'eau déplacé par l'objet pesé, celui-ci dépendant de la densité, qui varie en fonction de la température et de la salinité de l'eau. En 2011, Herler et Dirnwöber ont revisité cette technique en plaçant une balance de haute précision placée dans un caisson étanche. L'avantage de ces techniques de mesure est qu'elles peuvent être effectuées sous l'eau. Leur inconvénient est qu'elles nécessitent des corrections liées à la densité de l'eau.

Le dispositif conçu par C. Bouchon pour la présente étude permet de mesurer le poids frais égoutté des boutures dans l'air au fond de l'eau, avec une précision de 0,01g. Ce dispositif, très simple à manipuler et peu onéreux, s'est avéré tout à fait adapté à ce type de recherche. Il pourrait, à l'avenir, constituer un bon outil de mesure de croissance pour ce type d'expérimentation. Cependant, à l'heure actuelle la majorité des études évaluent la croissance des boutures par la mesure de la longueur totale d'extension, ce qui rend difficile la comparaison de nos résultats avec ceux d'autres études.

Les résultats de cette étude sur un élevage expérimental des espèces *Acropora cervicornis*, *A. palmata* et de leur hybride *A. prolifera* s'avèrent encourageants. Les taux de survie élevés et les vitesses de croissance observés pour les trois espèces au cours de 109 jours d'expérimentation démontrent la faisabilité d'une telle transplantation.

Dans le cadre de cette expérimentation, les boutures d'*A. prolifera* ont montré un taux d'accroissement nettement supérieur aux deux autres espèces. A l'heure actuelle, peu d'études ont été consacrées à la croissance de cet hybride (Bowden-Kerby 2001, 2012; Gladfelter *et al.* 1978).

Concernant les techniques d'élevage utilisées pour cette étude, ce sont les boutures élevées en pleine eau qui présentent les plus forts taux d'accroissement, 212% pour *A. prolifera*, 141% pour *Acropora cervicornis* et 75% pour *A. palmata*. Cela pourrait s'expliquer par la différence de profondeur des deux dispositifs et donc par la différence d'éclairement reçu par les boutures. En effet, les boutures suspendues reçoivent en moyenne 10% de plus de l'éclairement de surface que les boutures fixées sur la grille en « v-inversé ». De plus, le système de fixation des boutures à l'aide de pinces à linge semble constituer un traumatisme supplémentaire tandis que les boutures suspendues à un fil sont libres de se développer dans toutes les directions. D'un autre côté, les boutures suspendues en pleine eau semblent être plus exposées à la houle et donc plus susceptibles de se décrocher, comme ce fut le cas suite à une forte houle de nord-est, au cours de la présente étude. Une autre méthode s'est aussi révélée être très efficace pour l'élevage du corail *A. palmata* et pourrait être utilisée à l'avenir.

Elle consiste à fixer les boutures sur des disques en béton et à les faire croître sur le fond à faible profondeur (Johnson *et al.*, 2011).

En comparant les résultats de la présente étude à ceux obtenus en 2005 dans une étude similaire de transplantation (Caffiot, 2005 ; Bouchon *et al.*, 2008), il apparaît que les taux d'accroissement moyens globaux des biomasses étaient en général plus élevés. Par exemple, pour *Acropora cervicornis* le taux d'accroissement moyen des boutures suspendues était de 249% et celles fixées au fond de 198% contre des taux respectifs de 141% et 85% à la fin de notre étude. Pour *A. palmata* le constat est différent : le taux d'accroissement des boutures suspendues était inférieur (59% contre 75% dans notre étude), mais supérieur pour les boutures fixées au fond (72% contre 39%). La mise en place des boutures lors de l'expérimentation menée par Caffiot était bien moins contraignante, puisque celles-ci étaient prélevées près du site d'élevage. Dans la présente étude, la distance entre le site de prélèvement et celui de la transplantation constituait une contrainte majeure. Peu de transplantations ont déjà été effectivement effectuées au-delà de 25 km du site de prélèvement (Todd *et al.*, 2004). Johnson *et al.* (2011) conseillent de limiter le temps de transport des boutures à moins de quatre heures. De plus, contrairement à l'étude de Caffiot, menée sur le platier de la barrière du Grand Cul-de-Sac Marin, les boutures de la présente étude ont été transplantées sur un site différent de leur milieu d'origine. Ce changement environnemental, notamment de profondeur (6m une fois transplantées, au lieu de 2m dans leur milieu d'origine), et d'éclairement (75% dans leur milieu d'origine contre un maximum de 51,3% pour les boutures suspendues), peut tout à fait expliquer la croissance plus lente des boutures aux îlets Pigeon.

Durant la présente étude, un certain nombre de facteurs environnementaux ont été mesurés pour évaluer leur influence éventuelle sur l'accroissement des coraux (éclairement, couverture nuageuse, température de l'eau, houle). Cependant, l'analyse des redondances n'a révélé aucune corrélation significative entre chacun de ces facteurs environnementaux et la croissance des boutures. Ce résultat peut être surprenant étant donné que certaines études ont démontré que chez *Acropora cervicornis*, par exemple, l'intensité de l'éclairement était liée à la croissance des boutures (Wiedermann 2013 ; Torres *et al.*, 2007 et 2008). Il est possible que la

pendant la durée de la présente étude, limitée à 109 jours, l'amplitude des variations des facteurs, tels que l'éclairage et la température, n'ait pas été assez importante pour avoir eu une influence significative sur la croissance des coraux.

L'expérimentation avait aussi pour ambition de tester l'influence de la diversité génotypique des coraux sur leur croissance. Les analyses génétiques effectuées sur les boutures prélevées sur le platier de la barrière du Grand Cul-de-Sac Marin ont permis d'identifier 9 génotypes différents chez *A. cervicornis*, 5 chez *A. palmata* et 2 chez *A. prolifera*. Lors d'une précédente étude effectuée dans la même zone (Japaud, 2013), 5 génotypes différents chez *A. cervicornis*, 2 chez *A. palmata* et 1 chez *A. prolifera* avaient été identifiés. Huit nouveaux génotypes ont donc été découverts, ce qui montre bien que la technique de prospection employée est efficace. Cependant, les analyses génétiques ayant été effectuées à partir des boutures prélevées, il était impossible de prédire à l'avance le génotype des boutures mises en élevage. Pour certains génotypes, seuls deux individus ont ainsi été échantillonnés. Cela n'a pas permis d'analyser l'influence éventuelle de tous les génotypes sur la croissance des boutures. Les seuls tests effectués pour comparer la croissance des boutures de deux génotypes chez *A. palmata* (G10 et G11) et de deux génotypes chez *A. prolifera* (G15 et G16) n'ont montré aucune différence significative de croissance entre les coraux les possédant. D'autres études ont pourtant démontré que la croissance des coraux pouvait être influencée par leurs génotypes (Browden-kerby *et al.*, 2012 ; Griffin *et al.*, 2012 ; Bliss, 2015 ; Johnson, 2015). Une étude préliminaire des génotypes des colonies présentes sur le site de prélèvement aurait permis un échantillonnage ciblé des boutures. Dans l'idéal, il aurait effectivement fallu prélever un nombre plus important de boutures pour chacun des génotypes. Il aurait ainsi été possible d'analyser dans de meilleures conditions expérimentales l'influence des génotypes sur la croissance des coraux transplantés.

L'ambition de cette étude était notamment d'introduire un maximum de diversité génétique sur le site de transplantation. Les boutures de coraux transplantées sont destinées à être installées autour des îlets à la fin de la présente étude. Cet élevage expérimental, en introduisant 9 nouveaux génotypes d'*A. cervicornis* et 5 d'*A. palmata* participera donc à augmenter la diversité génétique de ces espèces au cœur de la réserve des îlets Pigeon. Un suivi

génétique des populations d'acropores dans les années à venir permettrait de vérifier si ces coraux se reproduisent sexuellement.

Quant à la recherche des clades de zooxanthelles associées aux boutures transplantées, les résultats ont démontré que seul le clade A était présent. Cela n'est pas surprenant étant donné qu'à l'échelle des Petites Antilles ce clade s'est avéré dominant pour le genre *Acropora* (97,5% des colonies étudiées ; Japaud, com. pers.). De plus des études ont aussi montré que des coraux appartenant à un même genre et vivant dans un environnement donné, présentaient généralement des zooxanthelles symbiotiques de même clade (LaJeunesse, 2002 ; Garren *et al.*, 2006).

Maintenir, voire augmenter la diversité génétique est un point crucial pour la réussite d'un projet de restauration récifale (Baum *et al.*, 2008 et 2010). La mission de tout programme de restauration de coraux doit viser aussi à favoriser la reproduction sexuée des génotypes présents, afin de produire des larves susceptibles de recoloniser les récifs. De ce fait, bien que *A. prolifera* ait montré une croissance significativement supérieure à celles d'*A. cervicornis* et *A. palmata*, il semble préférable de cibler les efforts de restauration sur ces deux dernières espèces. En effet, du fait de leur statut d'hybride, les colonies d'*A. prolifera* ne peuvent se reproduire entre elles, la diversité génétique du genre *Acropora* ne pouvant pas ainsi être augmenté *via* ce taxon. De plus, les recherches de Fogarty *et al.* (2012) dans le domaine, ont révélé que bien que pouvant jouer le même rôle structurel au sein des récifs que ses espèces parentales, *A. prolifera*, du fait de sa résistance et de sa croissance rapide pouvait aussi potentiellement entrer en compétition pour l'occupation des fonds avec *A. cervicornis* et *A. palmata*. Cette éventualité est à prendre sérieusement en considération dans tout programme de restauration récifale impliquant le genre *Acropora*.

6. Conclusion et perspectives

L'objectif principal de cette expérimentation, qui était de démontrer la faisabilité de la transplantation et de l'élevage d'acropores a été atteint. Les trois espèces, bien qu'ayant révélé des taux de croissance différents, ont montré d'excellents taux de survie. Cela a démontré l'existence d'une bonne capacité d'adaptation des boutures à un nouvel environnement. L'étude des modalités d'élevage influençant la croissance des coraux transplantés montre une préférence des trois espèces pour la méthode d'élevage suspendues en pleine eau. Aucune corrélation n'a cependant pu être mise en évidence entre la croissance des boutures, les différents génotypes mis en évidence ou encore les clades de zooxanthelles. Par ailleurs, cette expérimentation a permis l'introduction de seize génotypes différents aux îlets Pigeon et de favoriser ainsi la diversité génétique des acropores de ce site après transplantation des boutures. Si, à l'avenir, un programme de restauration corallienne devait être entrepris dans cette zone, il serait intéressant de rechercher de nouveaux génotypes à introduire. Cette recherche pourrait éventuellement s'étendre à d'autres îles des Petites Antilles. Enfin, il serait préférable de se concentrer uniquement sur la transplantation des espèces *A.cervicornis* et *A.palmata* plutôt qu'*A. prolifera*. Parallèlement, une étude de la distance génétique séparant les différents génotypes pourrait contribuer à la recherche d'une biodiversité maximale des populations restaurées.

Références bibliographiques :

- Bak RPM (1973). Coral weight increment *in situ*. A new method to determine coral growth. *Mar. Biol.* 20(1), 45–49.
- Baker AC (1999). The symbiosis ecology of reef-building corals. *PhD dissertation*, University of Miami.
- Baker AC, Glynn PW, Riegl B (2008). Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(4), 435-471.
- Ban SS, Graham NAJ, Connolly SR (2014). Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Glob. Change Biol.* 20, 681–697.
- Barnes DJ (1970). Coral skeleton: an explanation of their growth and structure. *Science, N.Y.*, 170, 1305-1308.
- Barnes DJ (1972). The structure and formation of growth-ridges in scleratinian corals skeleton. *Proc. Roy. Soc. London B.*, 182, 331-350.
- Baums IB, Hughes CR, Hellberg MH (2005). Mendelian microsatellite loci for the Caribbean coral *Acropora palmata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 288, 115-127.
- Baums IB (2008). A restoration genetics guide for coral reef conservation. *Mol Ecol* 17, 2796-2811.
- Baums IB, Devlin-Durante MK, Brown L, Pinzón H (2009). Nine novel, polymorphic microsatellite markers for the study of threatened Caribbean acroporid corals. *Mol. Ecol. Resources.* 9, 1155-1158.
- Baums IB, Johnson ME, Devlin-Durante MK, Miller MW (2010). Host population genetic structure and zooxanthellae diversity of two reef-building coral species along the Florida Reef Tract and wider Caribbean. *Coral Reefs* 29, 835-842.
- Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nyström M (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833.
- Bliss BC (2015). Translocation of *Acropora cervicornis* Across Geographic Regions: Investigating Species Recovery and Restoration. *Master's thesis*. Nova Southeastern University. Retrieved from NSUWorks, Oceanographic Center. (30)
- Bouchon-Navaro Y et Bouchon C (2000). Dossier de création de la réserve marine et terrestre des îlets Pigeon (Guadeloupe). Partie 1: Présentation générale et milieu marin. *Rapport UAG, PNG, DEAL*, 71p. et 21 annexes.
- Bouchon C, Portillo P, Bouchon-Navaro Y, Louis M, Hoetjes P, Brathwaite A, Roach R, Oxenford H, O'Farrell S, Day O (2005). Status of coral reefs of the Lesser Antilles after the 2005 coral

- bleaching event. Dans: Wilkinson C et Souter D (ed.), Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes, 85-104p.
- Bouchon C, Caffiot M, Bouchon-Navaro Y, (2008). *In situ* Breeding of Two Caribbean Coral species: *Acopora palmata* and *Acropora cervicornis*. *11th International Coral Reef Symposium*, Fort Lauderdale, Florida, USA.
- Bouchon C, Portillo P, Louis M, Mazeas F, Bouchon-Navaro Y (2008). Evolution récente des récifs coralliens des Îles de la Guadeloupe et de Saint-Barthélemy. *Revue d'Ecologie (la Terre et la Vie)* 63, 45-65.
- Bowden-Kerby A (2001). Low-tech coral reef restoration methods modeled after fragmentation process. *Bull Mar Sci* 6, 1-18.
- Bowden-Kerby A et Carne L (2012). Thermal Tolerance as a factor in Caribbean Acropora Restoration. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9-13 July 2012 20A Restoration of coral reefs.
- Brown CJ, Sauders MI, Possingham HP, Richardson AJ (2013). Managing for interactions between local and global stressors of ecosystems. *PLoS ONE* 8, e65765.
- Burke L, Reyta K., Spalding M, Perry A (2011). Reef at Risk Revisited. World Resources Institute, Washington, DC, USA. 1–114.
- Bythell JC, Pan P, Lee J (2001). Three-dimensional morphometric measurements of reef corals using under- water photogrammetry techniques. *Coral Reefs* 20, 193–199.
- Camargo C, Maldonado JH, Alvarado E, Moreno-Sanchez R, Mendoza A, Manrique N, Mogollon A, Osorio JD, Grajales A, Sanchez JA (2009). Community involvement in management for maintaining coral reef resilience and biodiversity in southern Caribbean marine protected areas. *Biodiversity and Conservation* 18(4), 935-956.
- Carpenter K, Abrar M, Aeby G (2008). One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science* 321, 560–563.
- Cesar H, Burke L, and Pet-Soede L (2003). The economics of worldwide coral reef degradation. Cesar Environmental Economics Consulting and WWF-Netherlands, Arnhem and Zeist, The Netherlands.
- Connell JH (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199 (21), 1302–1310.
- Courtney LA, Fisher WS, Raimondo S, Oliver LM, Davis WP (2007). Estimating 3-dimensional colony surface area of field corals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 351(1–2), 234–242.
- Edwards AJ, Gomez ED (2007). Reef restoration concepts and guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. *Building for Management Programme/Coral Reef Targeted Research* 38.

- Fogarty ND, Steven V. Vollmer, Don R. Levitan (2012). Weak Prezygotic Isolating Mechanisms in Threatened Caribbean *Acropora* Corals. *PLoS ONE* 7(2), e30486. doi:10.1371/journal.pone.0030486.
- Gardner TA, Cote IM, Gill JA, Grant A, Watkinson AR (2003). Long-term regions-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301, 958–960.
- Gladfelter EH, Monahan RK, Gladfelter WB (1978). Growth rates of five reef-building corals in the northeastern Caribbean. *Bulletin of Marine Science*, 28 (4), 728-734.
- Garren M, Walsh S, Caccone A, Knowlton N, (2006). Patterns of association between Symbiodinium and members of the *Montastraea annularis* species complex on spatial scales ranging from within colonies to between geographic regions. *Coral Reefs* 25, 503–51.
- Greenstein BJ, Curran HA, and Pandolfi JM (1998). Shifting ecological baselines and the demise of *Acropora cervicornis* in the western North Atlantic and Caribbean Province: a Pleistocene perspective. *Coral Reefs* 17, 249-261.
- Griffin S, Spathias H, Moore TD, Baums I, Griffin BA (2012). Scaling up *Acropora* nurseries in the Caribbean and improving techniques. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9-13 July 2012 20A Restoration of Coral Reefs.
- Hall DH (2006). In 50 CFR Part 223(71) (ed. National Oceanic and Atmospheric Administration Department of Commerce) *Federal Register*, Washington DC.
- Harborne AR, Mumby PJ, Micheli F, Perry CT, Dahlgren CP, Holmes KE, (2006). The functional value of Caribbean reef habitats to ecosystem processes. *Adv. Mar. Biol.* 50, 57–189.
- Herler J et Dirnwöber M (2011). A simple technique for measuring buoyant weight increment of entire, transplanted coral colonies in the field. *Exp Mar Bio Ecol.*; 407(2), 250–255.
- Hughes TP, Graham NA, Jackson JB, Mumby PJ, Steneck RS (2010). Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution* 25(11), 633-642.
- Hughes TP, Baird AH, Bellwood DR, Card M, Connolly SR, Folke C, Roughgarden J, (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *science*, 301(5635), 929-933.
- Jaap WC, (2000). Coral reef restoration. *Ecological Engineering* 15, 345-364.
- Japaud A, Fauvelot C, Bouchon C, (2013). Populations Genetic Study of the Corals *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* of Guadeloupe (French West Indies) in View of Their Preservation. Proceedings of the 66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute November 4 – 8, Corpus Christi, Texas USA. 477-481.
- Jokiel PL, Maragos JE, Franzisket L, (1978). Coral growth: buoyant weight technique. *Coral Reefs: Research Methods*. UNESCO monographs on oceanographic methodology. 529-542.

- Jeong HJ, Lee SY, Kang NS, Yoo YD, Lim AS, Lee MJ, Kim HS, Yih W, Yamashita H, LaJeunesse TC (2013). Genetics and Morphology Characterize the Dinoflagellate *Symbiodinium voratum*, n. sp., (Dinophyceae) as the Sole Representative of *Symbiodinium* Clade E. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, ISSN, 1066-5234.
- Johnson ME, Lustic C, & Bartels E (2011). Caribbean *Acropora* restoration guide: best practices for propagation and population enhancement.
- Johnson ME (2015). Staghorn Coral, *Acropora cervicornis*, Restoration in South Florida: Growth and Survivorship of Outplanted Nursery Corals. *Master's thesis*. Nova Southeastern University. Retrieved from NSUWorks. (384) http://nsuworks.nova.edu/occ_stuetd/384.
- Kleypas JA, Langdon C, (2006). Coral reefs and changing seawater carbonate chemistry. *Coastal and Estuarine Studies: Coral Reefs and Climate Change Science and Management*. pp. 73–110.
- Knowlton N, Jackson JBC, (2008). Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *PLoS Biol.* 6, e54.
- LaJeunesse TC, Trench RK, (2000). The biogeography of two species of *Symbiodinium* (Freudenthal) inhabiting the intertidal anemone, *Anthopleura elegantissima* (Brandt). *Biol Bull (Woods Hole)* 199, 126–134.
- LaJeunesse TC (2002). Diversity and community structure of symbiotic dinoflagellates from Caribbean coral reefs. *Mar Biol* 141, 387–40.
- Lasagna R, Gnone G, Taruffi M, Morri C, Bianchi CN, Parravicini V, Lavorano S, (2014). A new synthetic index to evaluate reef coral condition. *Ecol. Ind.* 40, 100–110.
- Laforsch C, Christoph E, Glaser C, Naumann M, Wild C, Niggli WA, (2008). Precise and non-destructive method to calculate the surface area in living scleractinian corals using X-ray computed tomography and 3D modeling. *Coral Reefs*. 27(4), 811–820.
- Lewis JB, Axelsen F, Goodbody I, Page C, Chislett G, (1968). *Mar. Sci. Manuscript Rept.*, McGill University, No. 10, 26 pp.
- Lirman D, (2000). Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 251(1), 41-57.
- Lirman D, Schopmeyer S, Galvan V, Drury C, Baker, AC, Baums IB, (2014). Growth dynamics of the threatened Caribbean staghorn coral *Acropora cervicornis*: Influence of host genotype, symbiont identity, colony size, and environmental setting.
- Maragos JE, (1974). Coral transplantation: a method to create, preserve and manage coral reefs. *Sea Grant Advisory Report UNIEI- SEAGRANT-AR-74-03, CORHAR-14*, 30 pp.
- Moberg F et Folke C, (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29,215–233.

- Newton K, Cote IM, Pilling GM, Jennings S, Dulvy NK, (2007). Current and future sustainability of island coral reef fisheries. *Current Biology* 17, 655–658.
- Rinkevich B, (2006). The coral gardening concept and the use of underwater nurseries; lesson learned from silvics and silviculture. In: Precht, W.F. (Ed.), *Coral Reef Restoration Handbook*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 291–301.
- Roberts E, (2003). Scientists warn of coral reef damage from climate change. *Marine Scientist* 2, 21-23.
- Rogers CS, (1990). Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62, 185–202.
- Spalding MD, Ravilious C, Green EP, (2001). WorldAtlas of Coral Reefs. Prepared by the UNEP-World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.
- Todd PA, Ladle RJ, Lewin-Koh NJL, Chou LM, (2004). Genotype x environment interactions in transplanted clones of the massive corals *Favia speciosa* and *Diploastrea heliopora*. *Marine Ecology Progress Series*, 271, 167-182.
- Tomascik T, (1991). Settlement patterns of Caribbean scleractinian corals on artificial substrata along a eutrophication gradient, Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series* 77, 261–269.
- Tomascik T, Sander F, (1987a). Effects of eutrophication on reefbuilding corals. 3. Reproduction of the reef-building coral *Porites porites*. *Marine Biology* 94, 77–94.
- Torres JL, Armstrong RA, Corredor JE, Gilbes F, (2007). Physiological responses of *Acropora cervicornis* to Increased solar irradiance. *Photochemistry and photobiology* 83(4), 839-850.
- Torres JL, Armstrong RA, Weil E, (2008). Enhanced ultraviolet radiation can terminate sexual reproduction in the broadcasting coral species *Acropora cervicornis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 358 (1), 39-45.
- Van Oppen MJH et Gates RD (2006). Conservation genetics and the resilience of reef-building corals. *Mol. Ecol.* 15, 3863–3883
- Van Oppen MJH, Willis BL, van Vugt HWJA, Miller DJ (2000). Examination of species boundaries in the *Acropora cervicornis* group (Scleractinia, Cnidaria) using nuclear DNA sequence analyses. *Mol. Ecol. Resources* 9: 1363-1373.
- Van Treeck P et Schuhmacher H, (1999). Artificial reefs created by electrolysis and coral transplantation: an approach ensuring the compatibility of environmental protection and diving tourism. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49, 75-81.
- Veal CJ, Holmes G, Nunez M, Hoegh-Guldberg O, Osborn J, (2010). A comparative study of methods for surface area and three-dimensional shape measurement of coral skeletons. *Limnol. Oceanogr.: Methods*. 8, 241–253.

- Veron EN, Hoegh-Guldberg O, Lenton TM, Lough JM, Obura DO, Pearce-Kelly P, Rogers AD, (2009). The coral reef crisis: The critical importance of < 350ppm CO₂. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1428-1436.
- Veron JEN, (2000). Corals of the world. *Australian Institute of Marine Science*, Townsville, (3) 490.
- Vollmer SV et Palumbi SR, (2002). Hybridisation and the evolution of coral reef diversity. *Science* 296, 2023–2025.
- Wallace CC, (1999). Staghorn corals of the world: a revision of the coral genus *Acropora*. CIRSO, Collingwood, 421.
- Wiedenmann J, D'Angelo C, Smith EG, Hunt AN, Legiret FE, Postle AD, Achterberg AP, (2013). Nutrient enrichment can increase the susceptibility of reef corals to bleaching. *Nature Climate Change* 3, 160–164.
- Wilkinson C (2000). Status of Coral Reefs of the World 2000, Australian Institute of Marine Science(AIMS), Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN), Townsville, Australia.
- Wilkinson C (2002). Status of Coral Reefs of the World (Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia).
- Wilkinson C (2008). Status of Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, 304.
- Wolanski E, Richmond R, McCook L, Sweatman H (2003). Mud, marine snow and coral reefs. *American Scientist* 91, 44–51.
- Young CN, Schopmeyer SA, Lirman D (2012). A review of reef restoration and coral propagation using the threatened Genus *Acropora cervicornis* in the Caribbean and Western Atlantic. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), 1075-1098.

Annexe 1

Tableau 2 : Tableau récapitulatif des données d'éclairement, d'ennuagement et de houle sur la période d'étude.

Date	Température de l'eau (°C)	Éclairement (kWh)	Ennuagement (%)	Houle (m)	Direction de la houle	
19/02/2016	26.9	6.45	24	1.6	ENE	
20/02/2016	26.9	6.48	9	1.6		
21/02/2016	26.8	6.51	36	1.8		
22/02/2016	26.8	6.54	0	1.9		
23/02/2016	26.9	6.57	0	1.7		
24/02/2016	26.8	6.59	21	1.7		
25/02/2016	26.8	6.62	23	1.6		
26/02/2016	26.8	6.65	32	1.5		
27/02/2016	26.8	6.68	17	1.3		
28/02/2016	26.9	6.7	22	1.3		
29/02/2016	27.0	6.73	50	1.3		
01/03/2016	27.0	6.76	40	1.3		
02/03/2016	27.1	6.78	18	1.2		
03/03/2016	27.1	6.81	22	1.3		
04/03/2016	27.0	6.84	27	1.5		NE
05/03/2016	27.0	6.86	0	1.2		
06/03/2016	27.1	6.89	11	0.9		
07/03/2016	27.3	6.91	66	0.8		
08/03/2016	27.2	6.94	5	1.1		
09/03/2016	27.0	6.96	51	1.9		
10/03/2016	26.5	6.99	9	2		
11/03/2016	26.5	7.01	0	1.8		
12/03/2016	26.5	7.03	13	1.8		
13/03/2016	26.6	7.06	13	1.5		
14/03/2016	26.8	7.08	34	1.3		
15/03/2016	26.9	7.1	14	1.3		
16/03/2016	26.8	7.12	22	1.2		
17/03/2016	26.8	7.14	15	1.4		
18/03/2016	27.1	7.17	36	1.6		
19/03/2016	27.0	7.19	21	1.4		
20/03/2016	27.1	7.21	34	1.5		
21/03/2016	27.1	7.23	30	1.5		
22/03/2016	27.1	7.25	36	1.4		

Tableau 3 : Tableau récapitulatif des données d'éclaircissement, d'ennuagement et de houle sur la période d'étude.

Date	Température de l'eau (°C)	éclaircissement (kWh)	Ennuagement (%)	Houle (m)	Direction de la houle
23/03/2016	27.1	7.26	11	1.6	E
24/03/2016	27.0	7.28	36	1.7	
25/03/2016	27.1	7.3	0	2	
26/03/2016	27.1	7.32	21	2.2	
27/03/2016	27.1	7.34	34	2.4	
28/03/2016	27.0	7.35	0	2	
29/03/2016	27.0	7.37	0	1.8	
30/03/2016	27.0	7.39	6	1.7	
31/03/2016	27.0	7.4	23	1.8	
01/04/2016	27.0	7.42	11	1.6	
02/04/2016	27.0	7.43	14	1.7	
03/04/2016	27.1	7.44	0	1.6	
04/04/2016	27.2	7.46	17	1.5	
05/04/2016	27.2	7.47	16	1.3	
06/04/2016	27.2	7.48	6	1.3	
07/04/2016	27.3	7.5	11	1.2	
08/04/2016	27.4	7.51	36	1.2	
09/04/2016	27.5	7.52	80	1.4	
10/04/2016	27.7	7.53	5	1.4	
11/04/2016	27.7	7.54	6	1.5	
12/04/2016	27.6	7.55	36	1.4	
13/04/2016	27.7	7.56	50	1.2	
14/04/2016	28.1	7.57	49	0.9	
15/04/2016	28.2	7.58	62	0.9	
16/04/2016	28.0	7.59	54	1	
17/04/2016	28.3	7.6	99	1	
18/04/2016	28.2	7.6	99	1.1	
19/04/2016	28.2	7.61	91	1.2	
20/04/2016	27.8	7.62	95	1	
21/04/2016	27.9	7.62	93	1.1	
22/04/2016	28.1	7.63	94	1.1	
23/04/2016	28.1	7.64	97	1.5	
24/04/2016	28.2	7.64	78	1.4	
25/04/2016	28.4	7.65	59	1.2	
26/04/2016	28.3	7.65	24	1	
27/04/2016	28.3	7.66	25	1.2	
28/04/2016	28.2	7.66	40	1.4	

Tableau 4 : Tableau récapitulatif des données d'éclaircement, d'ennuagement et de houle sur la période d'étude.

Date	Température de l'eau (°C)	éclairage (kWh)	Ennuagement (%)	Houle (m)	Direction de la houle
29/04/2016	28.3	7.66	93	1.3	ENE
30/04/2016	28.4	7.67	97	1.3	
01/05/2016	28.3	7.67	100	1.2	
02/05/2016	28.1	7.67	100	1.1	
03/05/2016	28.0	7.68	100	1	
04/05/2016	27.9	7.68	20	1	
05/05/2016	28.0	7.68	11	1	
06/05/2016	28.2	7.68	25	1.2	
07/05/2016	28.2	7.68	69	1.5	
08/05/2016	28.3	7.69	85	1.5	
09/05/2016	28.2	7.69	15	1.6	
10/05/2016	28.2	7.69	95	1.7	
11/05/2016	28.1	7.69	62	1.7	
12/05/2016	28.0	7.69	90	1.5	
13/05/2016	28.2	7.69	100	1.6	
14/05/2016	28.2	7.69	89	1.2	
15/05/2016	28.2	7.69	56	1.4	
16/05/2016	28.1	7.69	48	1.2	
17/05/2016	28.1	7.69	83	1.2	
18/05/2016	28.1	7.69	49	1.4	
19/05/2016	28.2	7.69	21	1.7	
20/05/2016	28.3	7.69	8	1.7	
21/05/2016	28.3	7.69	12	1.6	
22/05/2016	28.1	7.69	23	1.5	
23/05/2016	28.1	7.68	33	1.5	
24/05/2016	28.1	7.68	93	1.4	
25/05/2016	28.2	7.68	98	1.4	
26/05/2016	28.2	7.68	100	1.2	
27/05/2016	28.2	7.68	100	1.3	E
28/05/2016	28.2	7.68	100	1.3	
29/05/2016	28.4	7.68	100	1.1	
30/05/2016	28.3	7.68	100	1.3	
31/05/2016	28.3	7.67	96	1.4	
01/06/2016	28.3	7.67	81	1.6	
02/06/2016	28.5	7.67	60	1.7	
03/06/2016	28.6	7.67	75	1.7	
04/06/2016	28.6	7.67	23	1.5	
05/06/2016	28.5	7.67	43	1.3	
06/06/2016	28.5	7.66	32	1.2	

Annexe 2

Tableau 1 : tableau récapitulatif représentant le nombre de boutures (n) appartenant à chacun des géotypes identifiés (G1 à G9) pour *A.cervicornis*.

A. cervicornis			
	Suspendu	V-inversé	
Géotypes	n=	n=	Total
G1	12	12	24
G2	1	1	2
G3	1	1	2
G4	1	1	2
G5	1	1	2
G6	1	1	2
G7	1	1	2
G8	1	1	2
G9	1	1	2

Tableau 2 : tableau récapitulatif représentant le nombre de boutures (n) appartenant à chacun des géotypes identifiés (G10 à G14) pour *A.palmata*.

A. palmata			
	Suspendu	V-inversé	
Géotypes	n=	n=	Total
G10	12	12	24
G11	4	4	8
G12	0	1	1
G13	1	2	3
G14	1	1	2

Tableau 3 : tableau récapitulatif représentant le nombre de boutures (n) appartenant à chacun des géotypes identifiés (G15 et G16) pour *A.prolifera*.

A. prolifera			
	Suspendu	V-inversé	
Géotypes	n=	n=	Total
G15	17	17	34
G16	3	3	6

Annexe 3

Tableau récapitulatif des taux d'accroissement moyens globaux (Taux accroissement moyen global = (poids final - poids initial) / poids initial * 100) au bout de 109 jours pour les boutures des trois espèces suspendues (S) et fixées au fond (V) en fonction des génotypes (G1 à G16).

Échantillon <i>A.cervicornis</i>	Méthode	Génotype	accroissement global (%)
Ech1	V	G1	88,89
Ech2	V	G1	50,00
Ech3	V	G2	88,24
Ech4	V	G1	83,33
Ech5	V	G1	100,00
Ech6	V	G3	83,33
Ech7	V	G1	60,00
Ech8	V	G4	100,00
Ech9	V	G1	100,00
Ech10	V	G5	100,00
Ech11	V	G6	66,67
Ech12	V	G1	74,92
Ech13	V	G1	71,43
Ech14	V	G1	66,67
Ech15	V	G1	99,89
Ech16	V	G7	88,89
Ech17	V	G8	140,00
Ech18	V	G9	100,00
Ech19	V	G1	62,50
Ech20	V	G1	71,43
Ech21	S	G1	86,67
Ech22	S	G1	112,50
Ech23	S	G1	142,86
Ech24	S	G2	206,54
Ech25	S	G1	120,00
Ech26	S	G1	144,34
Ech27	S	G3	135,18
Ech28	S	G1	142,86
Ech29	S	G4	85,71
Ech30	S	G1	160,00
Ech31	S	G5	159,90
Ech32	S	G6	113,33
Ech33	S	G1	110,42
Ech34	S	G1	190,91
Ech35	S	G1	128,57
Ech36	S	G1	120,00
Ech37	S	G7	170,47
Ech38	S	G8	161,54
Ech39	S	G9	71,43
Ech40	S	G1	262,38

Échantillon <i>A. palmata</i>	Méthode	Génotype	accroissement global (%)
Ech41	V	G10	28,58
Ech42	V	G10	36,01
Ech43	V	G10	41,67
Ech44	V	G11	41,67
Ech45	V	G10	29,64
Ech46	V	G12	74,92
Ech47	V	G11	28,50
Ech48	V	G10	40,00
Ech49	V	G10	37,44
Ech50	V	G13	44,44
Ech51	V	G13	49,92
Ech52	V	G11	28,50
Ech53	V	G14	27,79
Ech54	V	G10	20,59
Ech55	V	G10	17,25
Ech56	V	G10	49,92
Ech57	V	G10	46,60
Ech58	V	G10	50,00
Ech59	V	G11	28,50
Ech60	V	G10	49,93
Ech61	S	G10	41,12
Ech62	S	G10	50,00
Ech63	S	G10	74,92
Ech64	S	G11	90,82
Ech65	S	G10	53,27
Ech67	S	G11	66,58
Ech68	S	G10	64,22
Ech69	S	G10	79,93
Ech71	S	G13	77,82
Ech72	S	G11	77,82
Ech73	S	G14	86,60
Ech74	S	G10	76,41
Ech75	S	G10	63,19
Ech76	S	G10	91,58
Ech77	S	G10	83,25
Ech78	S	G10	100,00
Ech79	S	G11	111,00
Ech80	S	G10	65,03

Échantillon	Méthode	Génotype	accroissement global (%)
A.			
<i>prolifera</i>			
Ech81	V	G15	63,55
Ech82	V	G15	79,90
Ech83	V	G15	88,24
Ech84	V	G15	69,23
Ech85	V	G15	55,56
Ech86	V	G15	75,00
Ech87	V	G15	85,71
Ech88	V	G15	62,50
Ech89	V	G15	100,00
Ech90	V	G15	55,56
Ech91	V	G15	55,56
Ech92	V	G16	124,88
Ech93	V	G15	60,00
Ech94	V	G16	64,71
Ech95	V	G16	66,67
Ech96	V	G15	100,00
Ech97	V	G15	63,55
Ech98	V	G15	73,83
Ech99	V	G15	62,50
Ech100	V	G15	85,71
Ech101	S	G15	129,90
Ech102	S	G15	255,45
Ech103	S	G15	199,88
Ech104	S	G15	333,17
Ech105	S	G15	342,72
Ech106	S	G15	233,22
Ech107	S	G15	214,15
Ech108	S	G15	237,38
Ech109	S	G15	214,22
Ech110	S	G15	129,90
Ech111	S	G15	259,80
Ech112	S	G16	182,24
Ech113	S	G15	166,56
Ech114	S	G16	199,86
Ech115	S	G16	100,00
Ech116	S	G15	228,43
Ech117	S	G15	199,92
Ech118	S	G15	227,18
Ech119	S	G15	224,88
Ech120	S	G15	162,38

Résumé: Expérimentation en vue de la restauration des coraux du genre *Acropora* en Guadeloupe

Acropora palmata (Lamarck, 1816) et *A. cervicornis* (Lamarck, 1816), deux espèces clés des récifs de la caraïbe, sont classées en danger critique d'extinction sur la Liste Rouge des Espèces Menacées de l'IUCN depuis 2008. Cette étude avait pour but de démontrer la faisabilité de la transplantation et de l'élevage d'acropores aux îlets Pigeon (en Guadeloupe) puis de chercher à estimer, l'influence des facteurs génétiques et environnementaux sur le taux de croissance des coraux.

Sur la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin, 40 boutures d'*A. cervicornis*, d'*A. palmata* et de leur hybride *A. prolifera* ont été prélevées, puis transplantées sur les fonds des îlets Pigeons. Ces 120 boutures ont été réparties sur deux dispositifs d'élevage différents, soit suspendues en pleine eau soit fixées au fond sur une grille en forme de « V-inversé ». La croissance pondérale et la survie des boutures ont été suivies sur une période de 109 jours. Des analyses génétiques ont permis d'identifier 9 génotypes différents chez *Acropora cervicornis*, 5 chez *A. palmata* et 2 chez *A. prolifera*. Elles ont aussi révélé que toutes les boutures étaient associées à des zooxanthelles de clade A3.

Les taux de survie des trois espèces ont été élevés : 100% pour *A. cervicornis*, 100% pour *A. prolifera* et 97,5% pour *A. palmata*. Le taux d'accroissement pondéral moyen au bout de 109 jours était de 144% pour *A. prolifera*, 113% pour *A. cervicornis* et de 57% pour *A. palmata*. Concernant la méthode d'élevage, les trois espèces ont présenté de plus forts taux d'accroissement pour les boutures suspendues en pleine eau. Cependant, aucune influence significative des facteurs environnementaux et du génotype n'a pu être démontrée sur la croissance des boutures.

Mots-clés : *Acropora* — Caraïbe — Croissance — Transplantation

Abstract: Experimental transplantation of *Acropora* corals in Guadeloupe Island for restoration

Acropora palmata (Lamarck, 1816) and *A. cervicornis* (Lamarck, 1816), are two key species of Caribbean coral reefs. Both of them were added in 2008 to the IUCN Red List as critically endangered species. The purpose of this study was to demonstrate the feasibility of the breeding and transplantation of *Acropora* corals in Pigeon islets (Guadeloupe). The potential influence of environmental factors and coral genotype on their growth was tested.

On the barrier reef of the Grand Cul-de-Sac Marin, 40 samples of *A. cervicornis*, *A. palmata* and their hybrid *A. prolifera* were collected and transplanted in Pigeon Islets. Two different nursery methods were used: half of the samples were hung in open water and others were fixed on an A-frame form grid. The survival and the ponderal growth of the nubbins have been followed over a period of 109 days. Genetic analyses were conducted on both algal symbionts and coral host. Nine different genotypes of *Acropora cervicornis*, five of *A. palmata* and two of *A. prolifera* were identified, but all sampled corals sheltered clade A3 symbionts.

The survival rates of the 3 species were high: 100% for *Acropora cervicornis* and *A. prolifera* and 97.5% for *A. palmata*. Over the study period, the weight of *A. prolifera* nubbins increased of 144%. For *A. cervicornis* and *A. palmata* the increasing rate was respectively of 113% and 57%. Regarding the nursery method, nubbins of the 3 species showed a better weight increase when they were hung in open water. However, no significant influence of environmental factors, as well as sample genotype could be associated with coral growth, under the experimental conditions of the present study.

Keywords: *Acropora* — Caribbean Sea — Growth — Transplantation