

VALIDATION D'UN SYSTEME NON LETHAL DE GESTION DE LA PENETRATION DES REQUINS DANS LES PARCS A POISSONS EN POLYNESIE FRANCAISE



Rémi Millot

Sous la direction : Dr Eric Clua

Co-Encadrant : Dr Craig O'Connell

Table des matières

Résumé :	3
Abstract :	3
I. Introduction.....	3
II. Matériels et méthodes	7
1. Principes physiologiques et techniques	7
a. Ampoules de Lorenzini.....	7
b. Magnéto-réception	8
c. La répulsion	9
2. Description de l'étude	9
a. Site.....	9
b. Parc à poissons.....	10
3. Pré-étude.....	11
a. Première mission	11
b. Deuxième mission	11
4. Expérience	12
a. Principe	12
b. Mesures	13
c. Analyses statistiques	14
III. Résultats	15
1. Caractérisation des Parcs	16
2. Etude sur la répulsion des requins	16
a. Résultats globaux.....	16
b. Résultats locaux.....	17
3. Etude de l'impact sur les téléostéens	18
a. Localement.....	18
IV. Discussion	19
1. Les flux d'entrées	20
a. Les requins	20
b. Les poissons nobles	24
2. Les facteurs limitants propres à l'expérience.....	24
a. Contraintes spatio-temporelles.....	24
b. Aléas techniques.....	26
c. Rareté des requins gris.....	26
V. Conclusion	27
VI. Bibliographie	28

Résumé :

Les parcs à poissons sont des pièges passifs caractéristiques du Pacifique Sud, et accumulant de grandes quantités de téléostéens. Ils attirent néanmoins aussi des requins, potentiellement dangereux pour les pêcheurs paumotu lors de leurs extractions. La menace qu'ils représentent les oblige à les éliminer. Cependant, ces sacrifices conduisent à de multiples problèmes d'ordre écologique, juridique, économique et éthique. Devant cette urgence, une étude a été réalisée afin de tester un dispositif de barrière magnétique répulsive à base d'aimants permanents pour éviter la pénétration des requins sans impacter celle des téléostéens. Le système a été testé sur deux parcs. Les résultats ont révélé une action modérée dans la répulsion des requins et aucun effet pour les téléostéens. Néanmoins, les aléas de terrain ainsi que des facteurs pouvant interférer avec l'efficacité des aimants, rendent les conclusions difficiles. Les pêcheurs, quant à eux, sont convaincus de leur efficacité, ce qui constitue un acquis précieux pour ce projet.

Mots clés : Parc à poissons, requins, téléostéens, électro-sensibilité, aimants permanents

Abstract :

Passive fishing traps are characteristic of the South Pacific, and accumulate large quantities of teleosts, but also attract sharks. The threat that they represent forces them to kill sharks. These sacrifices however lead to many ecological, legal, economic and ethical issues. In this context, a study was conducted to test a device based on a magnetic barrier (created by permanent magnets) at the entrance of the park to repel sharks wanting to enter, without impacting the entrance of teleosts. The experiment was conducted on two fishing traps. The results revealed a moderate action in the repulsion of sharks and no effect for teleosts. Nevertheless, the hazards of the field work as well as factors linked to the setting of the magnets, make the conclusion difficult on their efficiency. As a positive outcome, the fishermen, on their side, are convinced about the efficiency of the magnets.

Key words: Fishing traps, sharks, teleosts, electro-sensitivity, permanent magnets

I. Introduction

Les requins contemporains et leurs proches (batoïdes et chimères) forment la classe des chondrichthyens ou poissons cartilagineux (Dulvy *et al.*, 2014). Cette classe représente approximativement 1200 espèces dont 429 sont des requins, 621 des batoïdes et 46 des chimères (Camhi *et al.*, 2009, 2008, 1998; Dulvy *et al.*, 2014; Ferretti *et al.*, 2010; Musick *et al.*, 2000; Sarah *et al.*, 2005; Worm *et al.*, 2013). À cette diversité spécifique, s'ajoute une diversité trophique, s'étendant des requins planctonophages aux super-prédateurs carnivores. Les différents modes de reproduction pratiqués constituent aussi une source de diversité. Enfin, il existe aussi une diversité spatiale, s'expliquant par la distribution cosmopolitaine des individus dans tous les habitats aquatiques (Camhi *et al.*, 2008).

Les requins représentent un taxon à succès évolutif du groupe des poissons et, demeurent l'une des lignées de vertébrés les plus anciennes, rayonnant depuis le silurien¹ (Camhi *et al.*, 2009, 1998; Dulvy *et al.*, 2014; Ferretti *et al.*, 2010; Hart et Collin, 2015; Mojetta, 2005; Musick *et al.*, 2000; Sarah *et al.*, 2005; Worm *et al.*, 2013). Ils ont survécu à toutes les ères géologiques ponctuées de crise d'extinction biologique de masse² (Cuny, 2013). Ce succès évolutif fut permis grâce à la possession de traits d'histoires de vie spécifiques dits de « stratégie K » se caractérisant par : une croissance lente, une faible fécondité, une maturité tardive, une longue durée de vie et un haut niveau de survie (Brill *et al.*, 2009; Camhi *et al.*, 2008; Dulvy *et al.*, 2014; Musick *et al.*, 2000).

La période actuelle, dit de l'anthropocène³, semble néanmoins moins favorable à leur survie, malgré leur succès sur le plan évolutif. En effet, l'IUCN⁴ estime qu'environ 15% des espèces de requins sont menacés d'extinction. Ce danger tire son origine, d'une part des activités anthropiques, et d'une autre part, de leur conservatisme évolutif (Camhi *et al.*, 2009, 1998; Dulvy *et al.*, 2008; Gallagher et Hammerschlag, 2011; Jordan *et al.*, 2013; Sarah *et al.*, 2005). Ce conservatisme évolutif, conduit à une faible résilience des populations, et les rend ainsi vulnérables à toutes activités de pêche (Camhi *et al.*, 2009, 1998; Dulvy *et al.*, 2008; Ferretti *et al.*, 2010; Musick *et al.*, 2000; Sarah *et al.*, 2005). Des rapports récents sur les dernières décennies font état d'un déclin significatif global des populations souffrantes d'une mortalité d'origine humaine (Dulvy *et al.*, 2014). La première source de ce déclin est la pêche commerciale directe avec 71 millions de requins sacrifiés par an selon la FAO⁵. Celle-ci est pratiquée pour substituer les pêcheries de téléostéens (Camhi *et al.*, 1998; O'Connell *et al.*, 2011b; Sarah *et al.*, 2005) ou pour alimenter le marché asiatique particulièrement friand de la soupe aux ailerons. Ce dernier est responsable de 26 à 73 millions de pertes chaque année

¹Silurien : Ere géologique s'étendant de 443.4 à 419.2 Ma

²Extinction biologique de masse : De nos jours, la Terre connaît la 6^{ème} crise biologique

³Anthropocène : Epoque où les activités humaines ont eu un impact global sur les écosystèmes

⁴IUCN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

⁵FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

(Camhi *et al.*, 1998; Clua *et al.*, 2011; Dulvy *et al.*, 2014, 2008; Sarah *et al.*, 2005; Worm *et al.*, 2013). De plus, il se combine à cette pêche dirigée, de nombreuses prises accessoires (Hart et Collin, 2015; Kaimmer et Stoner, 2008; Worm *et al.*, 2013) ainsi que de la pêche récréationnelle (Bonfil, 1994; Camhi *et al.*, 1998; Dagorn *et al.*, 2013; Sarah *et al.*, 2005). D'autres pressions humaines fragilisent également la survie des requins à travers la dégradation de leur habitat, comme la pollution (Camhi *et al.*, 1998; Dulvy *et al.*, 2014; Sarah *et al.*, 2005), les filets anti-requins et les massacres perpétrés après une attaque sur l'Homme (Huveneers *et al.*, 2013). Aujourd'hui, on estime au total que le nombre de requins tués chaque année représenterait entre 63 et 273 millions (Worm *et al.*, 2013). L'effondrement éventuel de certaines espèces de requins est préjudiciable écologiquement (Kempster *et al.*, 2016a) et économiquement, par les effets nuisibles en cascade qui en résultent (Clua *et al.*, 2011; Cisneros-Montemayor *et al.*, 2013; Gallagher et Hammerschlag, 2011; Worm *et al.*, 2006). En effet, la prédation et l'effroi qu'ils provoquent sur leurs proies rend leur présence et leur rôle prépondérant dans la dynamique des communautés (Camhi *et al.*, 1998; Clua *et al.*, 2011; Dulvy *et al.*, 2008; Ferretti *et al.*, 2010; Myers *et al.*, 2007; Roff *et al.*, 2016; Sarah *et al.*, 2005; Swimmer *et al.*, 2008).

Depuis ces 30 dernières années, un investissement dans la recherche et la gestion des populations chondrichthyennes est apparu (Jordan *et al.*, 2013). Jusque-là, peu de pêcheries d'espèces de requins étaient gérées, en partie liées à un manque de connaissances biologiques (Camhi *et al.*, 1998; Sarah *et al.*, 2005). De nos jours, des lois interdisant de les pêcher ont été instaurées, ainsi que la mise au point de techniques telles que l'utilisation de dispositifs de répulsions non-létales des requins. Au départ, ces systèmes (1935) étaient déployés dans un but de protection de l'Homme, contre de potentielles attaques (Hart et Collin, 2015). Aujourd'hui, la tendance s'est inversée, et ces techniques sont employées dans un but de conservation. Ce type de dispositif repose fréquemment sur la neurobiologie de base des systèmes sensoriels du requin, dotés d'une multitude de sens très développés telles que : la vision, la chemoréception (gustation et l'olfaction), l'ouïe, la mécanoréception (ligne latérale), l'électroréception (Hart et Collin, 2015; Mojette, 2005), leur permettant ainsi de percevoir de manière précise leur environnement (Hart et Collin, 2015; Jordan *et al.*, 2013; O'Connell *et al.*, 2014c). L'amélioration de la connaissance des outils sensoriels permet depuis 70 ans d'établir des dispositifs de répulsions efficaces pour les requins (Hart et Collin, 2015).

En Polynésie Française, une technique de pêche particulière au Pacifique Sud est très pratiquée au niveau des atolls des Tuamotu ; les parcs à poissons (Caillaud, 1986). Ces dispositifs sont des pièges passifs installés à proximité des passes d'atolls. L'objectif étant de

concentrer des poissons de récifs propres à la consommation, qui, par la suite, sont souvent commercialisés. A ce titre, les parcs jouent un rôle crucial dans l'économie de subsistance de l'archipel des Tuamotu, sachant que la source principale de revenu pour ces populations provient soit de l'exploitation de la pêche, soit du coprah⁶ (Caillart et Morize, 1989; Morize, 1984). Cependant, les requins en tant que piscivores, sont attirés par les poissons piégés, de par l'effet de masse produit, mais aussi par l'odeur de putréfaction dégagés de leurs cadavres. Cela grâce à leur panoplie de sens très aiguisés (Blanchet et *al.*, 1985; Hart et Collin, 2015; Jordan et *al.*, 2013; Mojetta, 2005). Alléchés, les requins entrent et se retrouvent piégés. Une situation qui affecte les pêcheurs, puisqu'ils doivent ensuite faire face à l'agressivité et à la taille imposante de certaines espèces pour pouvoir extraire leurs prises. Les espèces potentiellement rencontrées sont : les requins nourrices (*Nebrius ferrugeneus*), les requins corail (*Trianodon obesus*), les requins à pointes noires (*Carcharhinus melanopterus*), les requins gris de récif (*Carcharhinus. amblyrhynchos*) et, plus rarement, les requins citron (*Negaprion acutidens*). Parfois, lors de l'extraction des poissons, les pêcheurs n'hésitent pas à pénétrer dans les parcs pour les extraire, sans les éliminer, lorsqu'il s'agit des premières espèces dont l'agressivité est limitée. Mais pour les deux dernières espèces de requins, leur extraction (leur relâche) se révèle impossible au vue du risque accru de morsures (Compagno, 1984). Chaque année, plusieurs accidents sont recensés. Aujourd'hui, la seule solution pour ces pêcheurs est le sacrifice de ces requins présents accidentellement, en les harponnant avec un *patia* (i.e harpon) (Blanchet et *al.*, 1985; Caillart, 1988). Tous les ans, ce sont donc plusieurs centaines voire plusieurs milliers d'individus tués dans ces parcs à poissons (Caillart, 1988).

Ces sacrifices chroniques perpétrés par les pêcheurs paumotu⁷ conduisent à une multiplicité de problèmes. Le premier est d'ordre financier, étant donné que le temps consacré au sacrifice ou l'extraction des requins est perçu comme du temps perdu sur le rendement de la pêche. Un deuxième problème d'ordre juridique apparaît lors du sacrifice des requins car depuis le 28 février 2006, le territoire de la Polynésie Française a voté un arrêté ministériel protégeant législativement toutes les espèces de requins sauf le requin mako (*Isurus oxyrinchus*). La protection de cette dernière espèce fut mise en place en 2012, ainsi la Polynésie est devenue par la même occasion l'un des plus grands sanctuaires à requins, et a rejoint 15 autres pays (Ward-Paige et Worm, 2017). Un troisième d'ordre sécuritaire/éthique car le sacrifice n'est pas sans risque. Enfin, le dernier est d'ordre écologique, par le rôle crucial qu'exercent les requins dans l'équilibre des écosystèmes (Dulvy et *al.*, 2008; Ferretti et *al.*, 2010; Kempster et *al.*, 2016a).

Ainsi, dans le cadre d'une mission du CRILOBE effectuée en mars 2017 sur l'Atoll de Tikehau par le Dr Eric Clua, les pêcheurs ont insisté sur la gravité de ces problèmes. Pour les

⁶Coprah : L'albumen séché de la noix de coco

⁷Paumotu : Appellation donnée aux habitants des Tuamotu

résoudre, la direction de l'environnement a lancé un projet de prévention du sacrifice des requins faisant appel au CRIOBE. C'est dans ce contexte que s'inscrit le projet d'étude, qui consiste à mettre en place un dispositif non léthal de gestion de la pénétration des requins se basant sur leur électro-sensibilité (Brill et *al.*, 2009; Broad et *al.*, 2010; Jordan et *al.*, 2013; Montgomery et Walker 2001; Murray, 1962; O'Connell et *al.*, 2018, 2014c).

L'étude porte sur le test de ce système sur des requins dans les parcs à poissons au niveau de l'atoll de Tikehau, afin de pouvoir potentiellement le généraliser à l'ensemble des parcs de Polynésie. Notre étude a trois objectifs : (a) réduire le nombre de requins sacrifiés (conservation/protection) afin de venir en aide aux pêcheurs des Paumotu, (b) déterminer une possible influence de certains facteurs sur la réponse des requins face au système et (c) évaluer le potentiel impact sur les pêcheries. Nous émettons les hypothèses suivantes : (1) les aimants ont un effet répulsif sur les requins (Jordan et *al.*, 2013), (2) certaines variables peuvent influencer ce résultat (O'Connell et *al.*, 2014a, 2014b, 2014c, 2011a, 2011b; Robbins et *al.*, 2011) et (3) il n'y a aucun effet sur les téléostéens (poissons pêchés) (O'Connell et *al.*, 2011b).

Afin de vérifier ces différentes hypothèses, deux expériences connexes seront effectuées : une étude générale portant sur l'ensemble des requins, et un projet connexe portant sur les téléostéens.

I. Matériels et méthodes

1. Principes physiologiques et techniques

a. Ampoules de Lorenzini

Les Elasmobranches se différencient des téléostéens par le type de squelette mais également par la possession d'organes électro-sensoriels connus sous le nom d'ampoules de Lorenzini (Brill et *al.*, 2009). Elles doivent leur nom au scientifique les ayant décrites en 1678, Stephano Lorenzini. Néanmoins, la découverte fut réalisée par Marcello Malpighi en 1663 (Mojetta, 2005) et leurs fonctions décrites que dans les années 1960 par Dijkgraaf et Kalmijn, à partir d'expériences révélant une sensibilité à la fois thermique et mécanique (Kalmijn, 1982, 1971; Montgomery et Walker, 2001; O'Connell et *al.*, 2014c).

Les ampoules de Lorenzini sont des organes sensoriels de type électro-récepteur émergent de la ligne latérale autour de la région céphalique, très visibles par la présence de nombreux pores (Fig. 1) (Broad et *al.*, 2010; Tallack et Mandelman, 2009). Un canal s'enfonce ensuite de plusieurs centimètres dans la peau qui débouche sur une succession de vésicules ou « chambres ampullaires », remplit d'un gel conducteur. Ces chambres se tapissent d'un épithélium sensoriel composé de plusieurs cellules sensorielles, possédant une polarité spécifique (Huveneers et *al.*,

2013; Jordan *et al.*, 2013; Mojetta, 2005; O'Connell *et al.*, 2014a, 2010). Ces organes sont ainsi considérés comme ayant une forte électro-sensibilité (Huveneers *et al.*, 2013) permettant la perception de très faibles champs électriques : 0.05 microvolts/centimètre (Brill *et al.*, 2009; Broad *et al.*, 2010; Huveneers *et al.*, 2013; Jordan *et al.*, 2013; Kempster *et al.*, 2016a; Sisneros et Tricas, 2002a). La variation de champ dans le milieu va créer ainsi un gradient de potentiel au niveau des cellules sensorielles aboutissant à l'envoi d'un signal via des fibres nerveuses afférentes au cerveau (Kalmijn, 1982, 1971; O'Connell *et al.*, 2014b, 2010). Ainsi ces organes vont être utilisés avec différentes finalités, telles que : la détection de proie (Kalmijn, 1971), la détection de prédateur, la communication sociale (conspecific) et l'orientation/navigation (Huveneers *et al.*, 2013; Jordan *et al.*, 2013; Kalmijn, 1982; Montgomery et Walker, 2001; O'Connell *et al.*, 2014a; Robbins *et al.*, 2011).



Figure 1 : Photo de la face ventrale de la tête d'un requin tigre (*Galeocerdo Cuvier*) montrant l'emplacement des dizaines de points noirs représentant chacun une ampoule de Lorenzini, qui est un récepteur permettant la détection à faible distance (quelques dizaines de centimètre au plus) des champs électro-magnétiques, notamment ceux naturellement émis par des êtres vivants. A droite, il s'agit d'un schéma d'une ampoule de Lorenzini.

b. Magnéto-réception

La détection des champs magnétiques repose sur un processus indirect de magnéto-réception via des impulsions électriques induites lors du déplacement d'un objet conducteur dans un champ magnétique. Deux modes possibles de magnéto-réception sont pratiqués par les requins : l'active ou la passive, reposant sur la loi de Lenz-Faraday (Kalmijn, 1971; O'Connell *et al.*, 2014c). La magnéto-réception active consiste à la création d'un courant électrique par le déplacement d'un conducteur (requin) dans un champ géomagnétique, qui, via les électro-récepteurs, va percevoir et interpréter. Pour la passive, le requin utilise le champ électrique généré lors de la rencontre entre le mouvement des vagues et le champ géomagnétique de la Terre (Fig. 2) (Kalmijn, 1971).

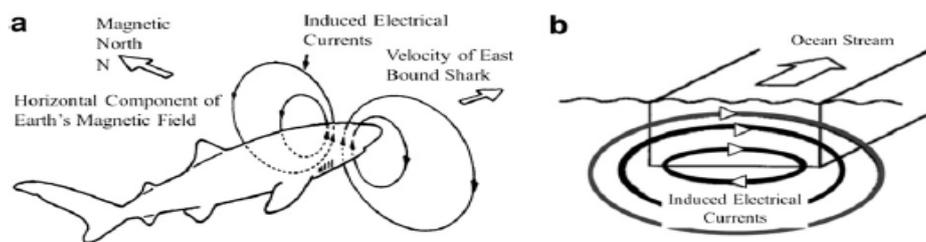


Figure 2 : Présentation des deux modes possibles de détection du champ magnétique par les élastombranches reposant sur la loi de Lenz-Faraday, (a) mode actif et (b) mode passif (O'Connell *et al.*, 2014c).

c. La répulsion

La répulsion repose sur un procédé simple consistant à la création d'un champ magnétique assez puissant pour inverser l'action première d'attractivité en répulsion. Pour cela une multitude d'aimants existe, ils se différencient de par leur constitution, leur force, leur polarité, leur taille. Dans notre présente étude sont utilisées des aimants de type barium-ferrite C8 BaFe₁₂O₁₉ dit permanents, de forme rectangulaire et de taille 150*102*12.7 cm (Hart et Collin, 2015; Jordan *et al.*, 2013; O'Connell *et al.*, 2014c, 2011a; Rigg *et al.*, 2009). Ces aimants émettent un flux magnétique de 1000 Gauss, quatre mille fois plus important que le champ de la terre compris entre 0.25 et 0.65G (O'Connell *et al.*, 2011a, 2010). En présence de cette forte différence dans l'intensité magnétique, la douleur provoquée par la saturation de ces récepteurs agit comme un répulsif (O'Connell *et al.*, 2011a). Cependant, l'orientation, ainsi que la distance, vont jouer sur le flux du champ magnétique émis par les aimants. Il y a une décroissance suivant la fonction « cube-inverse » avec la distance (O'Connell *et al.*, 2014c; Robbins *et al.*, 2011).

2. Description de l'Etude

a. Site

L'étude a été menée du 16 mars au 30 avril sur l'atoll de Tikehau, en Polynésie Française. C'est un atoll parmi 76 compris dans l'archipel des Tuamotu, se situant au nord-ouest, entre l'atoll de Rangiora et Mataiva à 15°0'24.87"S, 148°10'15.53"O (Caillart, 1988; Harmelin-Vivien, 1984; Intes, 1984). D'une forme ovale et d'une superficie de deux milles hectares, s'ouvrant sur l'océan par une unique passe de faible profondeur au nord-est (Blanchet, 1985; Blanchet *et al.*, 1985; Caillaud, 1986; Intes, 1984). Le site d'étude désigné englobe les parcs à poissons présents dans la passe (Fig. 3). En tout, huit parcs sont situés autour de la passe dont

six dans un rayon d'un kilomètre. Pour notre étude, deux parcs ont été utilisés, celui de Maui2, adjacent au littoral, et celui de Théodore, avoisinant le centre de la passe.



Figure 3 : Localisation générale de l'atoll de Tikehau avec les détails de la localisation du principal village et de la passe (a), ainsi que la disposition des parcs présents avec à l'appui, la photo des deux parcs de l'étude.

b. Parc à poissons

Ces parcs constituent une technique ancienne et répandue dans les îles du Pacifique Sud, consiste en la construction d'un piège fixe passif établi dans des zones de faible profondeur soumis aux courants et dans les lieux de passage de poissons. Au départ, leur constitution était faite de blocs de calcaire empilés pour créer un muret, puis les parcs ont évolué dans les années 1960, pour de nos jours être constitués de grillage plastique maintenu par des piquets de fer (Blanchet et *al.*, 1985; Caillart, 1988; Caillaud, 1986).

La physionomie générale des parcs consiste en un système reposant sur deux bras en forme d'entonnoir dits « Rauroa », conduisant vers une succession de chambres. Souvent, une première chambre en forme de cœur appelé « Auare » et une seconde chambre appelée « le Tipua », le tout communiquant par un système de portes étroites (Blanchet et *al.*, 1985; Caillart et Morize, 1989; Caillart, 1988; Caillart, 1988; Morize, 1984).

Les poissons arrivant de la zone pélagique ou lagonaire sont guidés par les bras collecteurs vers la première chambre, pour par la suite finir dans la seconde. Dans certains cas, deux personnes sont dans l'obligation de rabattre les poissons vers la seconde chambre. Le poisson est ainsi stocké et maintenu sous forme de vivier, jusqu'à l'arrivée hebdomadaire de la goélette sur laquelle est embarqué le poisson récolté (Fig. 4) (Blanchet et *al.*, 1985; Caillart et Morize, 1989; Caillaud, 1986; Caillart, 1988).

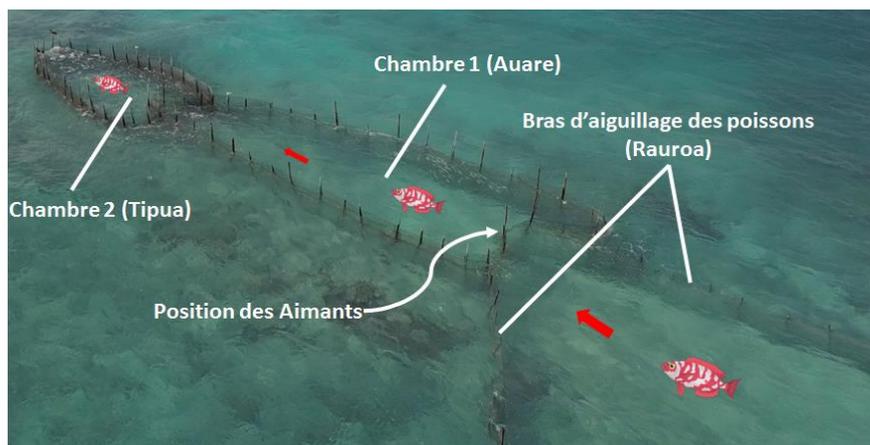


Figure 4 : Photo aérienne par drone présentant la physionomie et le principe de fonctionnement d'un parc à poissons

3. Pré-étude

a. Première mission

Du 7 au 11 novembre 2017, le Dr Eric Clua s'est rendu sur Tikehau pour une mission de prospection à multiples objectifs. Le premier objectif était d'informer les autorités locales sur le projet à venir afin de s'assurer qu'elles le soutiennent pleinement. Le deuxième fût d'obtenir l'approbation des propriétaires de parc à poissons pour l'installation du dispositif expérimental de gestion de la pénétration des requins. Enfin, le troisième fût de caractériser l'ensemble des parcs afin d'évaluer leurs aptitudes pour leur implication dans l'expérience, passant par la mesure d'un certain nombre de caractéristiques tels que leur position, leur superficie, ainsi que leur pouvoir d'attractivité du requin.

b. Deuxième mission

Du 19 au 25 février, une deuxième mission à multiples objectifs a été organisée. Notre premier objectif était d'approcher les pêcheurs afin de créer un contact et également qu'ils nous expliquent leurs problèmes liés aux requins, et de faire accepter le projet de l'étude. Pour le second il s'agissait d'acquérir le maximum d'informations sur les espèces de téléostéens les plus fréquentes au niveau des parcs, associés à leurs valeurs monétaire. Enfin le dernier objectif était de préparer le terrain afin d'installer une plateforme servant de support pour le lourd dispositif, associée à la caméra infra-rouge, pour démarrer l'étude à la date du 16 mars 2018. Ce dispositif se composait d'un boîtier étanche alimentant la caméra infra-rouge, positionné à 2m de profondeur en face de l'entrée. Ce boîtier était lui-même alimenté par une batterie maintenue sous tension perpétuelle par deux panneaux solaires (Fig. 5). A la fin de la mission, grâce à la compilation des données récoltées ainsi que celles présentées dans les études réalisées

par l'Orstom⁸, au niveau des parcs, il a été créé un tableur Excel® avec les équations pour la détermination de la biomasse des poissons pêchés.



Figure 5 : Vue d'ensemble (à gauche) de la plate-forme installée à proximité du parc afin d'obtenir des images de nuit des requins tentant potentiellement de pénétrer dans le parc. A droite : vue sous-marine (globale) de la caméra Infra-rouge installée au ras du sol (afin d'éviter la prise au courant fort à cet endroit de la passe). Equipée d'un grand angle, elle devait capter tout requin se présentant dans un rayon de 2 m autour de l'entrée du parc.

4. Expérience

a. Principe

L'expérimentation a été décomposée en une analyse visuelle et vidéographique réalisées sur un total de 36 essais par tranches de 12h, de jour (6h-18h) et de nuit (18h-6h), quelque soit le courant et la marée. Cette analyse a été menée sur deux traitements : le premier dit (1) « contrôle » et le second dit (2) « aimants » appliqués sur des parcs différents. Le traitement « contrôle », consistait à travailler sur le parc à poissons standard. Au contraire pour le traitement « aimants », il a été fixé des aimants sur le pourtour de l'entrée directement sur le filet, par paires. En tout 6 paires d'aimants de type Barium-ferrite C8 BaFe12O19 dits permanents de taille similaire 152×102×12.7mm ont été posés, et espacés uniformément de manière à créer un champ magnétique homogène dans l'espace (Fig. 6) (O'Connell *et al.*, 2010; Rigg *et al.*, 2009).

L'étude a été découpée en deux sessions d'échantillonnages s'étalant respectivement sur 30 jours et 12 jours avec une rotation des traitements à 15 jours et 6 jours. Les rotations permettent une application des traitements sur l'ensemble des parcs (Brill *et al.*, 2009). La deuxième session d'échantillonnage est réalisée afin de dupliquer les résultats et de vérifier la robustesse des résultats dans le temps.

⁸ORSTOM : Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer

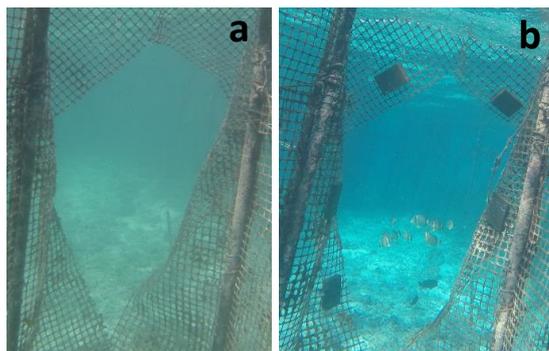


Figure 6 : Vue sous-marine de l'entrée du parc de Maui montrant la porte en traitement contrôle (a) et la porte avec l'emplacement des 12 aimants (accolés par deux) tout autour de l'entrée (b).

Analyse visuelle :

Chaque jour, à 6h et à 18h sont comptabilisés lors de plongée, par espèce et taille, les téléostéens, les requins ainsi que les cadavres de poissons présents dans les parcs. Pour des questions de précision, des photos furent prises, notamment à l'aide d'une caméra GoPro Hero3+ 1080-30P afin de vérifier *a posteriori* et de corriger les erreurs éventuelles liées aux comptages visuels.

Analyse vidéographique :

Des caméras Gopro HD Hero3 1080-30P dotées d'une extension de batterie 24h et d'une carte SD 200GB ont été déployées la journée sur des tubes PVC fixés au niveau des Rauroa afin de déterminer la quantité de requins interagissant avec les différents traitements. Au traitement « aimants » a été annexée une caméra infra-rouge sous-marine fixée à une barre métallique plantée dans le sol calcaire à 2m de profondeur, utilisée pour filmer la nuit (Fig. 5). Chaque jour, la mise en place et le retrait de la GoPro étaient calqués sur les horaires de comptages, pour une durée de vidéo de jour de 12h. Le transfert des images vidéo était ainsi effectué le soir, et par la même occasion le rechargement des batteries.

b. Mesures

Analyse vidéographique :

Pour chaque essai de 12h, l'analyse post-hoc des vidéos consistait à relever le comportement des requins lors de leurs interactions face aux traitements. Les comportements relevés étaient : (1) visite, se caractérisant par la nage d'un requin au niveau de la zone d'observation, (2) évitement, se manifestant par une accélération suivie d'une rotation 45°, 90° ou 180° et (3) entrée, consistant au passage du requin au niveau de la porte (O'Connell et *al.*, 2014a, 2014b, 2014c). Ensuite, les données obtenues ont été agrégées par essai et mises sous forme de fréquence.

Analyse visuelle :

Les données de chaque comptage (requin, téléostéen, cadavre) réalisé par essai étaient introduites dans un tableur préalablement prédéfini contenant les coefficients a et b permettant de fournir la biomasse et densité totale, la biomasse et densité par mètre carré. Avec les données de la pré-étude sur la valeur monétaire, a été effectuée sur les téléostéens, une catégorisation en espèce à haute valeur monétaire (\Rightarrow 1500CFP) dit espèce « noble » et espèce totale regroupant à la fois les espèces nobles et les espèces dits non nobles ($<$ 1500CFP).

Enfin d'autres variables ont été relevées : le cycle lunaire, la vitesse du courant par la mise en place sur le côté des parcs, de courantomètres placés à une profondeur de 2 m maintenus par un piquet de fer et la mesure de certaines caractéristiques propres à chaque parc.

c. Analyses statistiques

Analyse vidéographique :

Toutes les données vidéographiques recueillies étaient sous forme de fréquence. Cependant l'effet de plusieurs variables et les interactions possibles entre elles, introduit la notion de multi-dimensions. Habituellement il est appliqué un khi-deux d'indépendance. Cependant, ce test statistique ne permet pas d'étudier la multi-dimension. Ainsi, un modèle linéaire mixte généralisé de Poisson dit « GLMM » a été choisi afin de vérifier nos deux premières hypothèses. Nous avons choisi le modèle mixte car l'une des hypothèses fondamentales de l'application d'un modèle linéaire généralisé en statistique est l'indépendance des données. Celle-ci était susceptible d'être violée dans notre cas, car les traitements ne sont pas « randomisés » par essai. Ainsi, l'utilisation du modèle mixte (Dobson, 2002; Hyun et *al.*, 2014) a permis de traiter les essais, comme un effet aléatoire (O'Connell et *al.*, 2014b; Zuur, 2009).

Néanmoins, une quantité importante d'absence d'observation est rapidement apparue dans l'échantillonnage, conduisant à une sur-dispersion des données. Cette sur-dispersion rend le modèle Poisson inadapté, et afin de résoudre ce problème, une correction dite du 'zero-inflated' a été appliquée sur les données selon l'équation mathématique du modèle linéaire généralisé mixte: $Y = X\beta + R + \varepsilon$ (1) (Cameron et Pravin, 1998). Avec Y représentant la colonne vecteur de la variable réponse, X désignant la matrice des variables prédictives, β représentant le vecteur colonne des coefficients correspondant aux variables prédictives, R correspondant à l'effet aléatoire ajouté sur les essais et ε représentant le vecteur erreur.

Le package « glmmADMB » de R® est utilisé pour l'application du modèle généralisé mixte avec la correction du « zero-inflated » (Bolker et *al.*, 2009; Zeileis et *al.*, 2008; Zuur, 2009). Ensuite, plusieurs modèles ont été créés et testés, en commençant par le modèle nul, auquel nous avons ajouté de la complexité en ajoutant de nouvelles variables prédictives pour voir

l'influence qu'elles auraient sur la variable réponse. Dans un premier temps la sélection du meilleur modèle est faite en fonction de la significativité du modèle et ensuite selon le critère Akaike (AIC) (modèle ayant la valeur AIC, le plus faible), ce qui permet ainsi de sélectionner le modèle le plus parcimonieux (c'est-à-dire la règle la plus parcimonieuse en statistiques) mais également explicitant le mieux la variable réponse, contrairement au critère de vraisemblance (Tab. I).

Analyse visuelle :

Ces tests sont différents de l'étude éthologique des requins face aux aimants (visite, entrée et évitement) et portent sur la biomasse qui sont visuellement comptabilisés au sein des parcs. Ces données rapportées à une unité de surface permettent plus de comparabilité entre parcs ayant des superficies différentes (Tab. III). Les données récoltées étant quantitatives continues et indépendantes, un modèle linéaire simple a été appliqué pour détecter des différences entre traitements, ou un test de kruskal-wallis selon la taille de l'échantillon dépendant de l'échelle d'étude (O'Connell *et al.*, 2014b).

Néanmoins, pour cause de problèmes techniques qui seront plus amplement explicités dans la discussion, l'hypothèse (1) a été testée à partir d'un comptage de flux de requins entrés dans les parcs. Dans ce nouveau cas, la variable réponse est indépendante permettant ainsi l'application d'un modèle linéaire généralisé avec correction « zero-inflated » ou d'un kruskal-wallis, le tout dépendant de l'échelle d'étude, comme vu ci-avant (Tab. I).

Tableau I : Tableau récapitulatif des tests statistiques appliqués pour vérifier nos hypothèses, (-) équivaut à session 1 et 2.

Objet d'étude	Echelle d'étude	Session	Donnée	Parc avec Aimants	Taille échantillon	Modèle Statistique	P-Value
La présence de nouveaux requins	Globalement	-	Comptage	-	n = 66	GLM avec correction "Zero-Inflated"	0,7681
		Session 1		-	n = 59	GLM avec correction "Zero-Inflated"	0,94115
		Session 2		-	n = 7	Kruskal-Wallis	0,957
	Comparaison entre Parc	Session 1		Maui	n = 28	GLM avec correction "Zero-Inflated"	0,001*
		Session 1		Théo	n = 31	GLM avec correction "Zero-Inflated"	0,001*
		Session 2		Maui	n = 5	Kruskal-Wallis	0,929
				Théo	n = 2	Kruskal-Wallis	1
	Localement	Session 1		Maui	n = 52	GLM avec correction "Zero-Inflated"	0,8425
		Session 2		Maui	n = 4	Kruskal-Wallis	0,5136
		Session 1		Théo	n = 7	Kruskal-Wallis	0,6901
Session 2		Théo	n = 3	Kruskal-Wallis	0,5457		
Poissons Nobles	Localement	Session 1	Théo	Modèle Linéaire	n = 60	0,4155	
		Session 1	Maui			0,2025	
		-	Théo			0,6446	
		-	Maui			0,01*	

II. Résultats

Au total, 36 essais par tranche de 12h de jour et de nuit ont été réalisés sur 42 jours. Au cours de cette période, 5 espèces de requins différentes ont été identifiées dans les parcs, avec un total de 66 requins entrés, représentés majoritairement par *C. melanopterus* (Tab. II).

Tableau II : Tableau récapitulatif du nombre de requins capturés au cours de l'expérience selon l'espèce, le traitement et le parc.

Les requins :			Parcs :		Théodore		Maui	
Espèce	Total	Taille moyenne	Théodore	Maui	Contrôle	Aimants	Contrôle	Aimants
<i>Carcharhinus melanopterus</i>	61	1,1m LT	52	9	30	22	5	4
<i>Carcharhinus amblyrhynchos</i>	1	1m LT	1	0	0	1	0	0
<i>Trianodon obesus</i>	3	1,2m LT	2	1	1	1	0	1
<i>Nebrus ferrugineus</i>	1	1,2m LT	1	0	0	1	0	0

1. Caractérisation des Parcs

Le tableau des données cumulées lors des missions préparatoires et de l'étude sur l'atoll de Tikehau, montre une nette dissimilarité de physionomie entre les deux parcs. En effet, une superficie, une taille d'entrée et une attractivité des requins, sont plus importantes pour le parc de Théodore. Cependant, ces deux parcs se réunissaient sur le fait qu'ils étaient fonctionnels au même moment (Tab. III).

Tableau III : Tableau répertoriant les différents parcs présents au niveau de la passe de l'Atoll de Tikehau avec leurs caractéristiques.

Parc	Localisation	Superficie (m ²)	Nombre d'entrée	Largeur entrée	Espèces ciblées	Attractivité Requin	Espèce	Fonctionnel lors de l'expérience
Théodore	Entrée de passe (côté Nord)	1400	Simple entrée	1 m	Pelagique	Forte	<i>C. melanopterus</i>	Oui
Maui1	Entrée de passe (côté Nord)	500	Simple entrée	80 cm	Pelagique	Faible	<i>C. melanopterus</i>	Oui
Maui2	Entrée de passe (côté Nord)	500	Simple entrée	80 cm	Pelagique	Faible	<i>C. melanopterus</i>	Non
Benoît1	Passe	500	Simple entrée	80 cm	Pelagique	Forte	<i>C. amblyrhynchos</i>	Non
Benoît2	Passe	500	Simple entrée	80 cm	Pelagique	Forte	<i>C. amblyrhynchos</i>	Non
Bruno	Entrée de passe (côté Nord)	350	Double entrée	70 cm	Pelagique/lagonaire	Faible	<i>C. melanopterus</i>	Oui
Yannick	1km de la passe	NA	Simple entrée	NA	Lagonaire	NA	<i>C. melanopterus</i>	Non
Ralph	1km de la passe	NA	Simple entrée	NA	Lagonaire	NA	<i>C. melanopterus</i>	Non

2. Etude sur la répulsion des requins

a. Résultats globaux

Les résultats globaux de l'expérimentation sur les données de comptage de flux de requins ne montrent aucune différence nette entre les types de traitement. Seule une action modérée des aimants s'évaluant à 16% est visible, sachant que toutes les sessions et parcs sont confondus (Contrôle = 36 et Aimants = 30) (Fig. 7 (a)). Pour la validation de cette observation, un modèle linéaire généralisé après correction avec un « Zéro-Inflated » (lié à une sur-dispersion causé par un excès de zéro) a été appliqué, ne révélant aucun effet significatif ($p = 0.7681$) (Tab. I). De même, lors de la décomposition des données en sessions (30 jours et 12 jours), les traitements n'ont toujours aucun effet (session 1 : $p = 0.94115$, session 2 : $p = 0.957$) (Fig. 7 (b) et (c)).

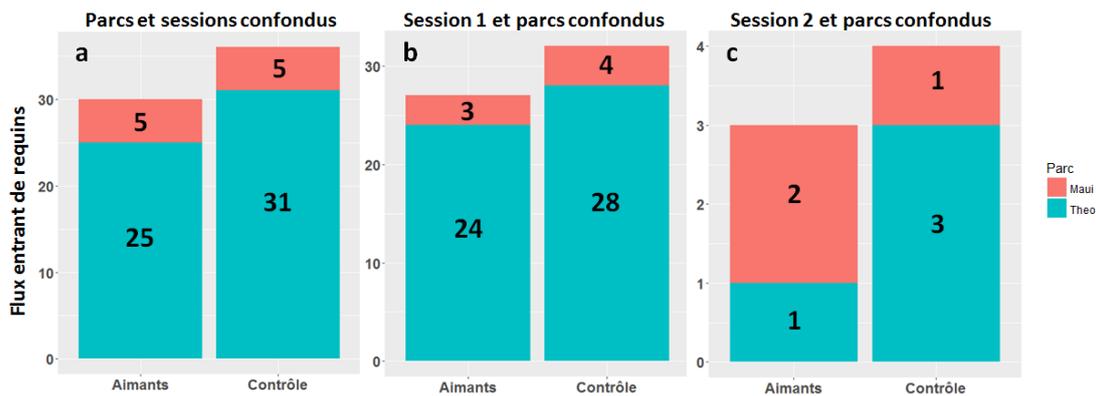


Figure 7 : Histogrammes du flux de requins entrant (=comptage) sur les données globales parcs et sessions confondus (a), session 1, parcs confondus (b) et session 2, parcs confondus (c), incluant les écarts-types.

Néanmoins, la comparaison parc à parc affiche des différences significatives en entrée. Lors de la première session qui a consisté à disposer les aimants sur le parc de Maui pendant les 15 premiers jours, une diminution flagrante dans le nombre d'entrée au niveau de la région magnétique était visible (Contrôle = 28 et Aimants = 3) (* $p < 0.001$) (Fig. 8 (a)). Cependant, une inversion s'est produite lors de la rotation des traitements (Contrôle = 4 et Aimants = 24) (* $p < 0.001$), révélant un effet « attractif » significatif des aimants (Tab I, Fig. 8 (a)).

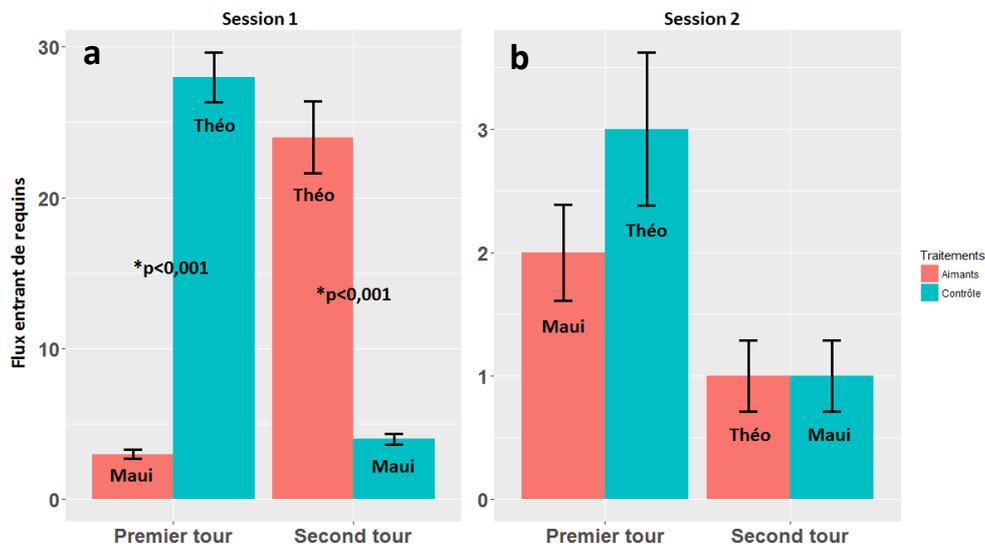


Figure 8 : Histogrammes du flux de requins entrant (=comptage) sur les données globales par parcs et sessions, session 1 (a) et session 2 (b), incluant les écarts-types.

c. Résultats locaux

Lors de la première session qui consistait à disposer les aimants pendant 15 jours sur le parc de Maui, avant d'inverser les 15 jours suivants, 28 requins sont entrés dans le parc de Théodore pour seulement 24 avec les aimants, alors que 4 requins sont entrés dans celui de Maui contre seulement 3 avec les aimants. Cette session révèle un effet des aimants non significatif qui

empêcherait dans le premier cas environ 1 requin sur 7 (-14,29%) de rentrer et dans le deuxième cas 1 requin sur 4 (-25%). C'est peu, pour une significativité statistique mais la tendance à la répulsion des requins reste cohérente entre ces deux parcs (Fig. 9 (a) et (c)).

Lors de la deuxième session, qui a consisté à de nouveau répéter l'expérience mais cette fois sur une durée de 6 jours, aucune significativité de l'efficacité des aimants n'est ressorti. Les résultats ont montré que les aimants ont empêché 1 requin sur 3 d'entrer dans le parc de Théodore, ce qui est cohérent avec la première session. Cependant, une inversion a eu lieu pour Maui avec 2 requins entrés avec aimants, et un seul lorsqu'il n'y en avait pas (Tab. I et Fig. 9 (b) et (d))

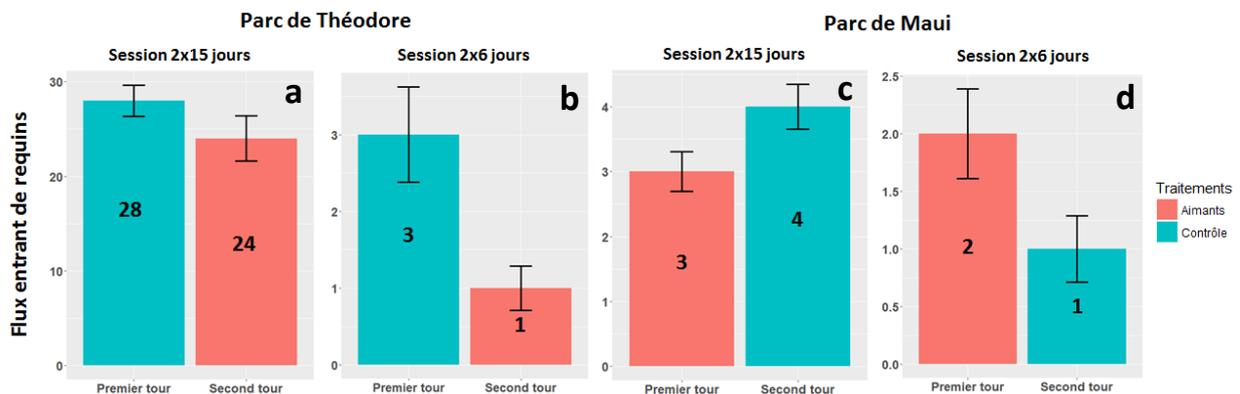


Figure 9 : Histogrammes du flux de requins entrant (=comptage) sur les données locales par sessions, session 1 (a) et session 2 (b), incluant les écarts-types.

3. Etude de l'impact sur les téléostéens

a. Localement

Au cours de l'expérience sur les requins, l'éthologie des poissons face à la répulsion magnétique a été analysée de même manière par la quantification du flux de poissons entrant sous forme de biomasse (g/m²). L'analyse s'est effectuée par l'application d'un modèle linéaire multiple ou simple dépendant du résultat. Lors de l'apparition d'une significativité du traitement, un modèle multiple a été réalisé pour vérifier si ce résultat n'était pas dû à une ou plusieurs interactions, avec l'intégration sous forme de co-facteur de variables (le cycle lunaire, essai). Plusieurs modèles ont été ainsi créés afin d'en sélectionner un, selon le critère d'Akaike et le pourcentage. Le meilleur modèle ainsi sélectionné ne révèle aucun effet des traitements sur le flux de poissons, les deux sessions confondues chez Théodore. Cependant, dans le parc à Maui, une fluctuation importante apparaît au 15ème essai aboutissant à la significativité du test (***p<0.001**, 10% de visibilité lunaire). Néanmoins, cela n'est pas dû à l'effet de la présence ou l'absence d'aimants, mais à l'arrivée prochaine de la nouvelle lune (Tab. 1, Fig. 10).

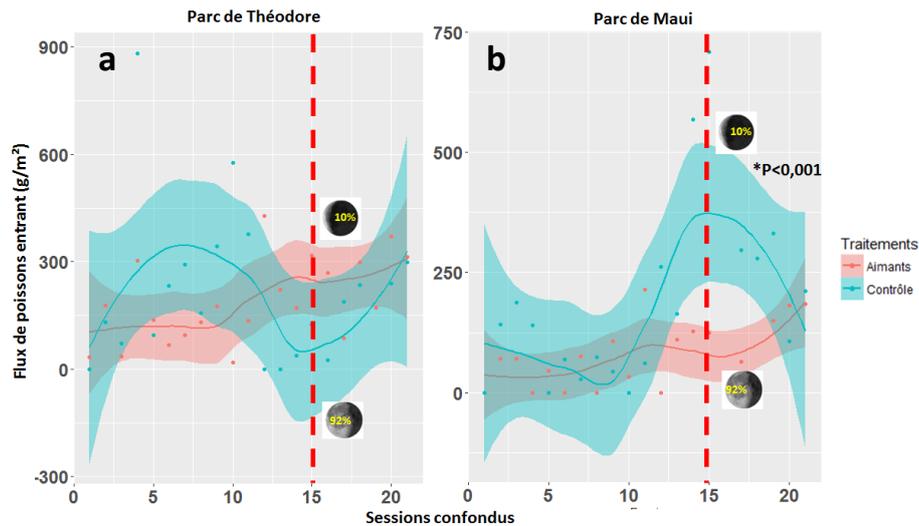


Figure 10 : Courbes du flux de poissons nobles entrant (=comptage) en fonction de l’essai, sur les données locales, sessions confondu, Théodore (a) et Maui (b), incluant l’intervalle de confiance.

Lorsque l’étude dissocie les deux sessions d’échantillonnage et se concentre sur la première session, le parc de Maui montre un effet significatif des traitements au 15^{ème} essai, cohérent avec celui vu précédemment, avec un flux important de poissons lors du traitement contrôle (* $p < 0.05$, 10% de visibilité lunaire, à deux jours de la nouvelle lune) (Fig. 11).

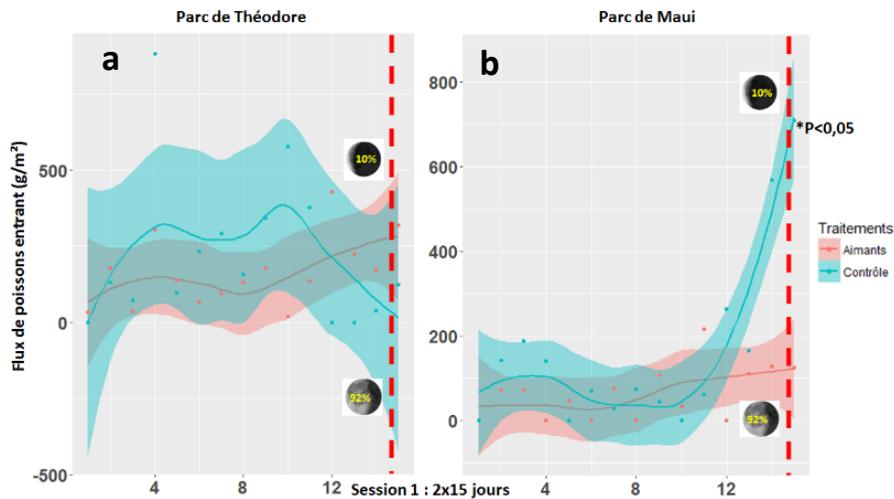


Figure 11 : Courbes du flux de poissons nobles entrant (=comptage) en fonction de l’essai, sur les données locales, session 1, Théodore (a) et Maui (b), incluant l’intervalle de confiance.

III. Discussion

Dans notre étude, les aimants étaient associés à une technique de pêche particulière, propre à la région du Pacifique Sud à l’origine de prise de requins et de téléostéens ; les parcs à poissons. L’étude était à multiple-objectifs. Premièrement, les parcs à poissons traités avec des

aimants Barium-ferrite (C8 BaFe12O19) visaient à déterminer l'effet potentiel de la barrière magnétique dans la répulsion des requins et des téléostéens. C'est à partir d'un comptage du flux de requins entrants ($n = 66$) dans les parcs au niveau de la zone contrôle et magnétique, qu'il a été démontré une absence d'effet significatif. En revanche des effets modérés étaient visibles dans certains cas. De plus, afin de rassurer les pêcheurs, l'étude tentait de prouver que la barrière magnétique n'impactait en aucun cas le flux de poissons à forte valeur commerciale dit « poissons nobles », qui représentent leur source principale de revenus. Ainsi, il a été prouvé que le champ magnétique produit par les aimants ne modifiait aucunement le comportement des téléostéens. Ces résultats rejoignent les conclusions d'O'Connell *et al.* (2011b). Seules des différences notables dans le flux pouvaient apparaître sur des périodes précises. Ce qui est le cas pour les traitements, ceci étant dû à l'interaction avec d'autres facteurs telle que la lune (Fig. 9 et 10).

1. Les flux d'entrées

a. Les requins

Les aimants Barium-Ferrite, ont révélé une efficacité non significative voire une inefficacité, selon l'échelle d'étude, sur la gestion de la pénétration des requins dans les parcs. Les résultats sont plutôt inattendus par rapport aux résultats présentés dans la littérature. Cependant, cette différence pourrait s'expliquer par le fait que le principe d'utilisation n'est pas le même. En premier lieu, l'électro-sensibilité des requins a été étudié en 1960 par le conseil Sud-africain de la recherche scientifique et industrielle, afin de lutter contre d'éventuelle attaque de requins (Huveneers *et al.*, 2013). Mais depuis peu et à cause de l'activité anthropogénique conduisant à un déclin significatif des populations, l'électro-sensibilité a été détournée pour la gestion et la conservation. Par exemple, elle a été fréquemment employée pour la pêche à la palangre, qui est la première source de prise accessoire de requins (Dagorn *et al.*, 2013). Dans notre cas, tout comme pour les études faites sur la palangre, on a cherché à réduire les prises de requins. Cependant, ces deux techniques de pêche sont différentes et donc difficilement comparables. L'étude d' O'Connell *et al.* (2011a), se rapproche de la nôtre avec un système de porte. Cette dernière pourtant proche dans le principe, obtient des résultats non similaires à notre étude, avec une différence significative ($p < 0.001$) sur le nombre d'entrées de requins entre les deux traitements : 39 requins entrés en condition contrôle et 1 seul dans la région magnétique. Alors que notre étude, dans le meilleur des cas (parcs et sessions confondus), une différence de seulement 6 requins est constatée entre la région magnétique et le contrôle. Cependant, la taille des portes diffère de manière importante, avec une ouverture

utilisée de 40cm x 40cm dans l'étude d'O'Connell et *al.* (2011a), alors que dans notre cas, la porte du parc de Théodore représente 100 cm x 180 cm et celle de Maui 80 cm x 170 cm (Tab. III). Cette différence d'ouverture peut-être un facteur influant sur l'efficacité globale de la barrière magnétique sachant que les baryum-ferrite sont des aimants générant à la source un champ évalué à 1000 Gauss (O'Connell et *al.*, 2014c, 2010). Cependant, ce champ diminue avec la distance selon la fonction « cuve-inverse », pour devenir équivalent au champ magnétique de la Terre entre 30-50 cm (0.2-0.65G), c'est-à-dire correspondant au champ de détection des ampoules de Lorenzini (Jordan et *al.*, 2013; O'Connell et *al.*, 2014b, 2014c, 2010). En outre, la taille imposante de l'ouverture pourrait être une des causes de l'efficacité modérée des aimants sur la répulsion des requins par le fait d'un chevauchement partiel ou de faible intensité. Ce chevauchement imparfait, ne permettrait donc pas la répulsion des requins, mais au contraire peut contribuer à les attirer, utilisant le champ magnétique de la Terre pour s'orienter. De plus, s'ajoute à cette hétérogénéité spatiale dans l'intensité, une hétérogénéité spatiale du champ, variant selon l'orientation de l'aimant (O'Connell et *al.*, 2010a). Un aimant possède un axe de polarisation, c'est-à-dire que l'émission du champ se fait en fonction de cet axe. Dans notre étude cet axe a été négligé à cause de l'impossibilité de terrain, dû au fait que les aimants ne pouvaient être accrochés autrement que sur le grillage (O'Connell et *al.*, 2010a; Rigg et *al.*, 2009). Sachant que les aimants de type barium-ferrite possèdent un axe de polarisation longitudinal, la position idéale serait de les placer face à face (Rigg et *al.*, 2009). Néanmoins, l'entrée de chaque parc étant différente, les aimants ont été placés selon les possibilités. Ainsi, l'association du facteur taille et physionomie de la porte ne permet pas un chevauchement des champs magnétiques de forte intensité homogène sur l'intégralité de la porte. De ce fait, leur efficacité était étroitement dépendante du comportement d'entrée des requins, c'est-à-dire en lien avec leur lieu de passage. Si la tendance d'entrée des requins est plutôt par le bas, l'efficacité de répulsion devait être maximale, car le chevauchement des champs est optimal dû à la faible distance séparant les deux aimants ainsi que leurs bonnes orientations (Fig. 6). En outre, si la cause potentielle de notre inefficacité des aimants vient de la porte, il faudrait une réduction de sa taille et un changement dans sa physionomie afin de faire en sorte que les aimants soient positionnés de manière optimale à la fois en termes de distance et d'orientation.

Néanmoins, un autre problème intrinsèque aux aimants est envisageable, il se pourrait que le champ de 1000G à la source soit moins important que prévu (O'Connell et *al.*, 2011b, 2010). En outre, il serait intéressant de mesurer le champ de chaque aimant ainsi que le champ global produit à l'entrée du parc afin de mieux appréhender les limites des aimants. Mais cela n'a pas

pu être mené car techniquement il aurait fallu être doté d'un teslamètre 4048 ou d'un modèle transverse T-4048-001 (O'Connell et *al.*, 2014c, 2011a).

En plus de ces problèmes techniques potentiels, d'autres facteurs en lien étroit avec la biologie et l'écologie du requin peuvent expliquer ce résultat. Notamment, une des explications probable est le niveau de satiété du requin (O'Connell et *al.*, 2014c, 2011b, Stoner et Kaimmer, 2008). Tallack et Mandelman (2009), ont démontré sur *Squalus acanthias* (aiguillat commun) que le niveau de privation alimentaire influence l'efficacité des stimuli électro-sensoriels, le besoin énergétique inhibant la sensibilité sensorielle. Lors de l'étude, il a été relevé que la majorité des requins présents au sein des parcs étaient des femelles. Il est probable que ces femelles soient en gestation ou en post-gestation expliquant ainsi leurs besoins énergétiques. Pour un requin en recherche de nourriture telles que des femelles, un parc à poissons représente un véritable garde-manger. En effet, celui-ci accumule dans un espace confiné une grande quantité de poissons, facile à prédater et équivalente à une bombe énergétique. Les comparaisons intraspécifiques et interspécifiques sur la possibilité d'une gestation ou d'un besoin nutritionnel des animaux sur l'action répulsive n'ont pas été réalisées suite à leur complexité. Il est difficile, voire impossible visuellement de différencier une femelle en post-gestation, d'une femelle lambda, de même pour une femelle en gestation, sans examen approfondi.

Un phénomène de facilitation sociale ou de compétition, peut être à l'origine de nos résultats (Brill et *al.*, 2009; Kaimmer et Stoner, 2008; O'Connell et *al.*, 2014a, 2014b, 2011b). Dans notre expérience, le requin majoritairement rencontré était *C. melanopterus* (Tab. II et III), représentant probablement la population la plus dense de Tikehau d'après les observations faites sur le terrain et les dires des habitants (Compagno, 1984). La présence de congénères ou d'hétérospécifiques, génère potentiellement chez les individus une modification brusque dans le comportement, par l'instauration d'une compétition. Une expérience de Brill et *al.* (2009) en laboratoire a démontré que lorsque l'essai est réalisé avec des fortes densités de congénères, l'effet dissuasif sur *Carcharhinus plumbeus* (requin gris) était plus faible qu'en présence d'une faible densité. De même, dans une étude de terrain de Robbins et *al.* (2011), il a été démontré une inefficacité des aimants dans la répulsion de *Carcharhinus galapagensis* (requin des Galapagos), dès lors que leur densité était élevée ($n \geq 3$), induite par la mise en place d'un phénomène de facilitation, sachant que cette espèce de requin peut vivre en petits groupes sociaux (Compagno, 1984). Au contraire, la mise en place d'une compétition interspécifique ou intraspécifique peut inhiber l'action répulsive des aimants. C'est un facteur important à prendre en compte, afin d'expliquer tout résultat inattendu dans l'inefficacité des aimants

(O'Connell et *al.*, 2014a, 2014b). Dans notre cas, à cause des problèmes techniques liés aux appareils numériques (explicité dans les prochains paragraphes), aucune vidéo n'a été prise rendant impossible l'étude de ces différentes interactions, représentant pourtant un facteur majeur influençant l'efficacité de notre système.

Une autre explication possible de ces résultats est la taille de l'animal. Il s'est avéré dans notre étude que la majorité des individus capturés dans les parcs dotés de la barrière magnétique sont des pré-adultes, voire des juvéniles. En moyenne *C. melanopterus* mesurent 100-120 cm alors qu'à l'âge adulte (Tab. II), il mesure environ 135 cm (Compagno, 1984). Cela s'est révélé être le cas sur l'ensemble des espèces capturées. Un différentiel de sensibilité existe en fonction de la maturité des individus car durant le développement, il s'opère des changements ontogéniques dans la sensibilité sensorielle, avec une augmentation de sensibilité avec l'âge. Il existe en effet une étroite relation entre la taille de l'individu et la taille du canal ampullaire. Plus le canal ampullaire est long, plus le gradient de tension entre les pores internes et externes augmente ainsi, par le même biais, la sensibilité (O'Connell et *al.*, 2014c, 2011b; Sisneros et Tricas, 2002a; Sisneros et *al.*, 1998). Lors de l'étude, les tailles ont été prises en compte permettant ainsi de supposer que l'inefficacité des aimants peut venir de la grande quantité de requins juvéniles. Cependant, n'ayant aucune image permettant la comparaison de taille des requins entrant en interaction avec la barrière magnétique, cela n'est qu'une hypothèse.

De plus, l'entrée et l'absence de certaines espèces, suggèrent une réponse spécifique des requins face aux aimants (Brill et *al.*, 2009; Jordan et *al.*, 2013; O'Connell et *al.*, 2014c, 2010). Rigg et *al.* en 2009, révèle une corrélation entre l'écologie de l'espèce et la distance de réaction en comparant des espèces à niche écologique et régimes alimentaires différents. Cette étude démontre qu'une espèce vivant dans des eaux troubles et se nourrissant de proies enfouies tel que le *Sphyrna lewini* (requin marteau halicorne), aura une électro-sensibilité plus développée qu'une espèce comme *C. amblyrhynchos* vivant dans des eaux claires et chassant à l'affût. Cette constatation se base sur un principe simple, le requin possédant un grand nombre de sens aiguisés (Hart et Collin, 2015), va développer certains plus que d'autres en fonction de son écologie. Dans notre étude, *C. melanopterus* sont peut-être plus capturés à cause de leur électro-sensibilité moins développée, au détriment de leur écologie.

Enfin un phénomène d'accoutumance est possible, mais n'a pas pu être mesuré, dû à l'absence de caméra (Givois et Pollack, 2000; Myrberg et *al.*, 1978, 1969). O'Connell et *al.* (2014c), a démontré qu'il existait une corrélation négative entre le nombre d'interactions avec la barrière magnétique et l'efficacité de la barrière. Ainsi, dans l'étude, il démontre une efficacité significative des aimants sur le nombre d'entrées *Negaprion brevirostris* (requin

citron), avec 39 entrées en contrôle et seulement 1 avec aimant. Mais après répétition de l'expérience, la barrière magnétique n'apparaît plus efficace avec 58 entrées en contrôle et 50 en aimant. Cette diminution dans l'efficacité de la barrière s'explique par un phénomène d'accoutumance. A force des répétitions d'exposition du requin, une inhibition de la sensibilité se produit, rendant ainsi inefficace la barrière magnétique. Le phénomène d'accoutumance est un phénomène fréquent chez les organismes, lors d'une stimulation répétée (Brill et *al.*, 2009; Huveneers et *al.*, 2013; Kempster et *al.*, 2016a; O'Connell et *al.*, 2011a; Rigg et *al.*, 2009). Afin de prendre en compte cet effet, il serait nécessaire d'avoir des images du requin avec son identification, interagissant avec la barrière. Deux techniques peuvent être envisagées, le marquage des requins associé à une identification lors de mission de préparation. Néanmoins, c'est une technique très onéreuse, donc il serait préférable de privilégier l'identification, en utilisant les caractéristiques anatomiques telles que les cicatrices, les tâches, la présence d'un hameçon dans la mâchoire ou encore les encoches au niveau de la dorsale (O'Connell et *al.*, 2014a).

b. Les poissons nobles

La réponse à l'hypothèse selon laquelle les aimants n'avaient pas d'influence négative sur l'entrée des poissons osseux était un enjeu quasiment aussi important que celle concernant les requins, en raison de leur importance économique pour les pêcheurs. Cette hypothèse concerne non seulement les poissons osseux dans leur ensemble, mais aussi et surtout les poissons « nobles », c'est-à-dire qui ont une valeur marchande supérieure à 1500 CFP comme certains Carangidae ou Lethrinidae. Quelque soit l'échelle temporelle où l'on se plaçait, la réponse était dans ce cas très claire, à savoir une absence d'effet des aimants (Fig. 9 et 10). Cette absence d'effet s'explique simplement par l'absence chez les téléostéens d'organes électro-sensoriels (Jordan et *al.*, 2013; O'Connell et *al.*, 2014b). Les fluctuations intenses dans l'entrée des poissons ne seraient en effet pas dues à la présence ou absence des aimants, mais plutôt à l'interaction avec d'autres variables externes comme la nouvelle lune. La lune étant pour ce cas d'étude, la source de significativité des traitements. Ainsi comme vu dans les résultats, lorsque la lune était à 10% de visibilité, celle-ci a induit pour le parc de Maui un pic important d'entrée causant la significativité du traitement (Caillart et Morize, 1989; Caillart, 1988; Morize, 1984).

2. Les facteurs limitants propre à l'expérience

a. Contraintes spatio-temporelles

Comme observé dans « caractérisation des parcs » (Tab. III), dès le départ un différentiel net était visible entre les deux parcs utilisés lors de notre étude, ne permettant pas de comparaison. Ces différentes superficies, tailles d'ouverture ainsi que les localisations spatiales, sont des facteurs influant sur le succès de capture du parc et sur les résultats (Caillard et Morize, 1989). La notion de capturabilité inclue évidemment les espèces potentiellement commercialisées, mais aussi les requins. L'objectif de base étant de comparer l'effet des aimants sur les requins sur deux parcs différents alternativement équipés des aimants. Nous avons dû faire l'expérimentation en fonction des parcs fonctionnels, mais ceux-ci se révélaient différents sur un certain nombre de points énumérés auparavant (Tab. III). Pourtant, les missions préliminaires avaient débouché sur la sélection de deux paires de parcs potentiellement aptes pour l'expérimentation, au regard de leurs similitudes dans les caractéristiques, c'est-à-dire proche physionomiquement. A savoir, les deux parcs de Benoît (Ben1 et Ben2, Tab. III, Fig. 2) ou les deux parcs de Maui (Maui1 et Maui2, Tab. III, Fig. 2). Leurs non fonctionnalités étaient dus pour Benoît, à une destruction occasionnée par une météo défavorable à l'origine d'une houle du Nord au mois de janvier. Pour Maui, selon les dires de son propriétaire lors de la rencontre en novembre, les parcs devaient être opérationnels fin février, ce qui ne se révéla pas être le cas lors du commencement de l'étude. Etant donné la taille réduite, la position et la physionomie particulières du parc du Bruno (double entrée), il était plus faisable de travailler sur les parcs Théo et Maui2. Pour lutter contre l'effet superficie pouvant agir directement sur le nombre de requins présents dans les parcs, l'unité de travail choisie a été la densité de flux de requins entrants. Mais dès les premières analyses, un effet parc significatif a prouvé que la taille n'interagissait pas avec la différence de requins entrants. L'hypothèse la plus probable est que la différence de localisation des parcs dans la passe, avec Théodore au centre et Maui adjacent au littoral, peut être à l'origine de la différence d'occurrence en requins entre les deux parcs, avec des requins plus fréquents au centre de la passe que le long du littoral à cette période. En outre, dès le début de l'expérimentation, la disparité spatiale des deux parcs a pesé sur l'analyse des résultats ainsi que sur leur robustesse statistique. Mais au-delà de ce point important, la durée de l'expérimentation s'avère probablement trop courte pour prendre la mesure d'un phénomène hautement stochastique de l'occurrence des requins. A savoir que les requins, pour des raisons multiples mais mal appréhendées, semblent désertier les parcs durant des périodes plus ou moins longues, pour ensuite tenter d'y pénétrer massivement. A ce titre, seule une expérimentation d'une année complète pourrait permettre de mieux appréhender le phénomène et l'efficacité globale des aimants. Mais, selon les dires des

pêcheurs, il existe aussi des variations importantes d'une année sur l'autre, ce qui complexifie la problématique.

b. Aléas techniques

A cause des imprévus rencontrés au cours de l'étude, au niveau du matériel vidéo, le protocole prévu initialement n'a pu être réalisé. Dès le début de l'expérimentation, la caméra infra-rouge s'est avérée non-fonctionnelle à la suite d'un souci d'étanchéité. De même, sur les six GoPro à disposition, cinq ont essayé des entrées d'eau au niveau de la vitre du caisson. Ainsi, seule une GoPro a pu être utilisée durant toute l'expérimentation. Cette unique caméra a été placée sur le parc avec « aimant », afin d'observer l'interaction requin-aimant. Ces incidents techniques ont ainsi conduit à une impossibilité de récolter des images de jour sur les deux traitements et de nuit pour le parc avec « aimant ». Les images obtenues par la seule GoPro, placée la journée, ont permis de confirmer que les requins entrent préférentiellement la nuit dû à une rareté d'occurrence de requins sur les images vidéo. Ce résultat était attendu sachant que la nuit correspond à la période durant laquelle une grande majorité de requins sont actifs pour se nourrir. L'absence d'image la journée n'était pas un facteur limitant dans l'étude contrairement à l'impossibilité de récolter des images de nuit. Les relevés nocturnes auraient pu permettre ainsi d'évaluer l'occurrence de requins se présentant à l'entrée des parcs et potentiellement refoulés par la barrière magnétique. L'absence de cette information a eu un impact majeur dans la conclusion de l'efficacité des aimants.

Un comptage a été réalisé afin de pallier cette accumulation de problème numérique mais ne permet pas de tirer de conclusion réelle. En l'absence d'occurrence des requins, les résultats ne peuvent pas être conclus sur un simple comptage à un effet quelconque des aimants, car les résultats du comptage ne peuvent être rapportés à l'occurrence totale de requins ayant interagi avec les traitements. Ainsi, le comptage peut donner un aperçu de l'efficacité ou non de notre système, mais les conclusions à partir de celui-ci seront potentiellement biaisées étant donné sa dépendance directe de l'occurrence des requins. De plus, l'absence de cette information est d'autant plus frustrante dans le contexte où, contre toute attente, seul un requin gris a été capturé parmi les 66 requins piégés (voir paragraphe 2.c). Il est aussi possible que les aimants aient eu un effet spécifique sur cette espèce, mais sans image de nuit montrant la répulsion d'individus de cette espèce, il est à ce stade impossible de trancher.

c. Rareté des requins gris

Sur la période d'étude, sur un total de 66 requins capturés, 61 était des *C. melanopterus*, 3 *Trianonodon obesus*, 1 *Nebrus ferrugineus* et 1 *C. amblyrhyncos*. Par rapport aux informations collectées et constatées les mois précédents l'expérimentation, cette composition des prises en requins est surprenante à deux niveaux : l'importance des requins à pointes noires et l'extrême rareté des requins gris dans les prises. En effet, les captures de requins à pointes noires (Tab. II) semblaient plutôt confinées aux parcs plus éloignés de la passe, et les prises de requins gris, en particulier dans le parc de Théodore, apparaissaient beaucoup plus fréquentes. En février 2017, à savoir un an avant la même époque que l'expérimentation, sept requins gris avaient été capturés en seulement quatre jours d'observations sur le parc de Theodore. L'absence de requins gris dans les parcs à cette époque de l'année, peut s'expliquer soit par une migration de ces animaux (horizontale ou verticale à des profondeurs plus importantes), soit par une diminution significative de la population locale de cette espèce, ou soit par une efficacité spécifique des aimants vis à vis de cette espèce. L'explication la plus plausible, est que l'activité de pêche les touchant depuis de nombreuses années a eu un impact significatif sur la taille de la population. En outre, cette extraction chronique les touchants depuis des années a pu avoir des conséquences sur la dynamique de population, causant leur déclin à cette période de l'année. Une exploration de la population locale de requins gris aux abords de la passe de Tikehau serait intéressante afin de mieux cerner la réalité de cette hypothèse, et estimer la taille de la population de requins gris de récif de la passe dans l'objectif de réaliser une étude de dynamique de population. Cette étude permettrait de savoir si la dynamique de population est trop faible pour le maintien de la population et connaître les facteurs influant sur cette dynamique. Il est néanmoins possible que les aimants soient plus efficaces sur les requins gris de récif que sur les pointes noires, ce qui serait une donnée particulièrement intéressante dans le contexte de cette étude (Brill et al., 2009; Jordan et al., 2013; O'Connell et al., 2014c, 2010). Pour conforter cette troisième hypothèse, il convient de mentionner que les deux parcs de Benoit, fonctionnels à partir du 21 avril (soit une semaine avant la fin de l'expérimentation), ont capturé en peu de temps une dizaine de requins gris, dont certains de taille imposante (1,6 m LT). Ce phénomène pourrait conforter cette hypothèse qui ne pourra néanmoins être validée que suite à une étude approfondie de l'effet différentiel potentiel des aimants sur ces deux espèces.

IV. Conclusion

Cette étude sur l'efficacité d'une barrière magnétique dans la gestion de la pénétration des requins a été réalisée dans un but de gestion et de conservation de ces organismes dont la plupart

jouent un rôle crucial pour le maintien des écosystèmes (Ferretti et al., 2010; Myers et al., 2007). De leurs pertes découleraient un certain nombre de problèmes encore difficilement évaluables mais probablement catastrophiques pour les écosystèmes marins (O'Connell et al., 2014a). De cet objectif de protection s'en suit une assistance aux pêcheurs pratiquant la pêche à l'aide de parc à poissons, accumulant un grand nombre de requins variant en taille et en agressivité.

En outre, cette étude avait une importance socio-écologique. Au vu des résultats obtenus, l'efficacité des aimants est moindre qu'attendue mais diminue l'entrée de requins à hauteur de 16% ce qui n'est pas négligeable dans le maintien de leur dynamique de population. Cependant pour les poissons téléostéens l'étude démontre bien un non-effet des aimants sur leur pénétration (Jordan et al., 2013; O'Connell et al., 2014b). Une autre étude serait envisageable afin de disposer cette fois de caméra surtout infra-rouge fonctionnelle pour pouvoir conclure sur une véritable efficacité de terrain en prenant en compte tous les facteurs cités-ci-avant. Aujourd'hui, il est difficile de tirer des conclusions tranchées de par la méthode employée suite aux différents aléas du terrain rencontré, car trop de biais existent suite à la stochasticité des données, en l'absence d'occurrence des requins à l'entrée des parcs. Néanmoins, même en absence de significativité des résultats, les barrières magnétiques peuvent être prometteuses dans la conservation des requins. Après notre départ, les aimants ont été laissés sur le parc de Théodore très attractif pour les requins, celui-ci a même réduit la porte et les autres pêcheurs de la passe ont fait la demande d'aimants. Au vu de cet enthousiasme, cela nous laisse penser que les aimants fonctionnent car les pêcheurs ont une connaissance empirique de l'occurrence de requins interagissant avec leurs parcs et donc de leur efficacité. L'étude a été un véritable succès social au vu de l'engouement de la part des pêcheurs pour cette technique, plus qu'écologique dû au manque de données pour tirer de véritables conclusions. Ces résultats constituent une source de motivation dans la continuation de la recherche dans le développement d'une telle technique au vue de son efficacité potentielle dans la gestion et la conservation des requins.

V. Bibliographie

- Blanchet, G. (1985). Etude Socio-économique de la pêche artisanale dans l'atoll de Tikehau. *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress*, Tahiti, Vol. 5
- Blanchet G., Caillaud L., Paoaafaite J. (1985). Un aspect de la pêche artisanale en Polynésie française : les pièges à poissons de Tikehau. ORSTOM Tahiti Notes Doc. Océanogr. 25.
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH, & al. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol Evol.*; 24, 127–135. pmid:19185386
- Bonfil, R., 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, No. 341. FAO, Rome, pp. 119.
- Brill, R., Bushnell, P., Smith, L., Speaks, C., Sundaram, R., Stroud, E., & Wang, J. (2009). The repulsive and feeding-deterrent effects of electropositive metals on juvenile sandbar sharks (*Carcharhinus plumbeus*). *Fishery Bulletin*, 107(3), 298–

- Broad, A., Knott, N., Turon, X., & Davis, A. (2010). Effects of a shark repulsion device on rocky reef fishes: no shocking outcomes. *Marine Ecology Progress Series*, 408, 295–298. doi:10.3354/meps08591
- Caillart, B. & Morize, E. (1989). Potentiel halieutique d'un atoll de l'archipel des Tuamotu (Polynésie Française) : méthodologie d'étude. 325-332.
- Caillart B. (1988). Etude d'une pêcherie artisanale de l'archipel des Tuamotu (Polynésie Française). Biologie, éthologie et dynamique des populations d'une espèce caractéristique: *Naso brevirostris* (Poissons – Acanthuridae). ORSTOM Tahiti Notes Doc. Océanogr. 38.
- Caillaud, L. (1986). Stratégie de pêche et parcs à poissons dans un atoll de Polynésie française. *Norvois* vol. 34, no. 133–134, pages 331–346.
- Cameron, A. C., & Pravin K. T. (1998). *Regression Analysis of Count Data*. New York: Cambridge University Press.
- Camhi, M. D., & IUCN Shark Specialist Group. (2009). *The conservation status of pelagic sharks and rays: report of the IUCN Shark Specialist Group : Pelagic Shark Red List Workshop, Tubney House, University of Oxford, UK, 1923 February 2007*. Newbury, U.K.: IUCN Species Survival Commission's Shark Specialist Group.
- Camhi, M., Pikitch, E. K., & Babcock, E. A. (Eds.). (2008). *Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation*. Oxford ; Ames, Iowa: Blackwell Science.
- Camhi, M., & International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Eds.). (1998). *Sharks and their relatives: ecology and conservation*. Gland, Switzerland: IUCN ; Cambridge, UK : Available from IUCN Publications Services Unit.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Barnes-Mauthe, M., Al-Abdulrazzak, D., Navarro-Holm, E., & Sumaila, U. R. (2013). Global economic value of shark ecotourism: implications for conservation. *Oryx*, 47(03), 381–388. doi:10.1017/S0030605312001718
- Clua, E., Buray, N., Legendre, P., Mourier, J., & Planes, S. (2011). Business partner or simple catch? The economic value of the sicklefin lemon shark in French Polynesia. *Marine and Freshwater Research*, 62(6), 764. doi:10.1071/MF10163
- Compagno, L. (1984). «Sharks of the world: An annotated and illustrated. catalogue of shark species known to date». *FAO Species Catalogue*, Vol. 4, Part 2.
- Cuny, G. (2013). *Requins: de la Préhistoire à nos jours*. (2013). Paris: Belin.
- Dagorn, L., Holland, K. N., Restrepo, V., & Moreno, G. (2013). Is it good or bad to fish with FADs? What are the real impacts of the use of drifting FADs on pelagic marine ecosystems? *Fish and Fisheries*, 14(3), 391–415. doi:10.1111/j.1467-2979.2012.00478.x
- Dobson, A. J. (2002). *An introduction to generalized linear models* (2nd ed). Boca Raton: Chapman & Hall/CRC.
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., ... Francis, M. P. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *Elife*, 3.
- Dulvy, N. K., Baum, J. K., Clarke, S., Compagno, L. J. V., Cortés, E., Domingo, A., Valenti, S. (2008). You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays: STATUS AND CONSERVATION OF OCEANIC PELAGIC SHARKS AND RAYS. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(5), 459–482. doi:10.1002/aqc.975
- Ferretti, F., Worm, B., Britten, G. L., Heithaus, M. R., & Lotze, H. K. (2010). Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean: Ecosystem consequences of shark declines. *Ecology Letters*, no–no. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x
- Gallagher, A. J., & Hammerschlag, N. (2011). Global shark currency: the distribution, frequency, and economic value of shark ecotourism. *Current Issues in Tourism*, 14(8), 797–812. doi:10.1080/13683500.2011.585227
- Givois, V., & Pollack, G. S. (2000). Sensory habituation of auditory receptor neurons: implications for sound localization. *Journal of Experimental Biology*, 203(17), 2529–2537.
- Harmelin-Vivien M.L. (1984). L'atoll de Tikehau (Archipel des Tuamotu, Polynésie Française), premiers résultats. Distribution quantitative des poissons herbivores dans les formations coralliennes de Tikehau (Polynésie Française). ORSTOM Tahiti Notes Doc. Océanogr. 22, 81–107.
- Hart, N. S., & Collin, S. P. (2015). Sharks senses and shark repellents. *Integrative Zoology*, 10(1), 38–64. doi:10.1111/1749-4877.12095
- Huveneers, C., Rogers, P. J., Semmens, J. M., Beckmann, C., Kock, A. A., Page, B., & Goldsworthy, S. D. (2013). Effects of an Electric Field on White Sharks: In Situ Testing of an Electric Deterrent. *PLoS ONE*, 8(5), e62730. doi:10.1371/journal.pone.0062730
- Hyun, S.-Y., Cadrin, S. X., & Roman, S. (2014). Fixed and mixed effect models for fishery data on depth distribution of Georges Bank yellowtail flounder. *Fisheries Research*, 157, 180–186. doi:10.1016/j.fishres.2014.04.010
- Intès, A., biologiste de l' ORSTOM, O., & Française, P. (1984). Présentation générale de l'atoll. *Océanogr*, 22(4), 12.
- Jordan, L. K., Mandelman, J. W., McComb, D. M., Fordham, S. V., Carlson, J. K., & Werner, T. B. (2013). Linking sensory biology and fisheries bycatch reduction in elasmobranch fishes: a review with new directions for research. *Conservation Physiology*, 1(1), cot002–cot002. doi:10.1093/conphys/cot002
- Kaimmer, S., & Stoner, A. W. (2008). Field investigation of rare-earth metal as a deterrent to spiny dogfish in the Pacific halibut fishery. *Fisheries Research*, 94(1), 43–47. doi:10.1016/j.fishres.2008.06.015.
- Kalmijn, A. J. (1982). Electric and magnetic field detection in elasmobranch fishes. *Science*, 218(4575), 916–918.
- Kalmijn, A. J. (1971). The electric sense of sharks and rays. *Journal of Experimental Biology*, 55(2), 371–383.
- Kempster, R. M., Egeberg, C. A., Hart, N. S., Ryan, L., Chapuis, L., Kerr, C. C., ... Collin, S. P. (2016a). How Close is too Close? The Effect of a Non-Lethal Electric Shark Deterrent on White Shark Behaviour. *PLOS ONE*, 11(7), e0157717. doi:10.1371/journal.pone.0157717
- Mojetta, A. (2005). *Les requins: guide du plongeur*. Paris: Gründ.
- Montgomery, J. C., & Walker, M. M. (2001). Orientation and navigation in elasmobranchs: which way forward? In *The*

- behavior and sensory biology of elasmobranch fishes: an anthology in memory of Donald Richard Nelson* (pp. 109–116). Springer.
- Morize, E. (1984). Contribution à l'étude d'une pêcherie artisanale et de la dynamique des populations des principales espèces de poissons exploités. *Notes Doc. Océanogr. ORSTOM Papeete*, 22, 35–80.
- Murray, R. W. (1962). The response of the ampullae of Lorenzini of elasmobranchs to electrical stimulation. *Journal of Experimental Biology*, 39(1), 119–128.
- Musick, J. A., Burgess, G., Cailliet, G., Camhi, M., & Fordham, S. (2000). Management of sharks and their relatives (Elasmobranchii). *Fisheries*, 25(3), 9–13.
- Myers, R. A., Baum, J. K., Shepherd, T. D., Powers, S. P., & Peterson, C. H. (2007). Cascading Effects of the Loss of Apex Predatory Sharks from a Coastal Ocean. *Science*, 315(5820), 1846–1850. doi:10.1126/science.1138657
- Myrberg Jr, A. A., Gordon, C. R., & Klimley, A. P. (1978). Rapid withdrawal from a sound source by open-ocean sharks. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 64(5), 1289–1297
- Myrberg, A. A., Banner, A., & Richard, J. D. (1969). Shark attraction using a video-acoustic system. *Marine Biology*, 2(3), 264–276.
- O'Connell, C. P., Andreotti, S., Rutzen, M., Meÿer, M., & Matthee, C. A. (2018). Testing the exclusion capabilities and durability of the Sharksafe Barrier to determine its viability as an eco-friendly alternative to current shark culling methodologies. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1), 252–258. doi:10.1002/aqc.2803
- O'Connell, C. P., Andreotti, S., Rutzen, M., Meÿer, M., & He, P. (2014a). The use of permanent magnets to reduce elasmobranch encounter with a simulated beach net. 2. The great white shark (*Carcharodon carcharias*). *Ocean & Coastal Management*, 97, 20–28. doi:10.1016/j.ocecoaman.2012.11.006
- O'Connell, C. P., Hyun, S.-Y., Rillahan, C. B., & He, P. (2014b). Bull shark (*Carcharhinus leucas*) exclusion properties of the sharksafe barrier and behavioral validation using the ARIS technology. *Global Ecology and Conservation*, 2, 300–314. doi:10.1016/j.gecco.2014.10.008
- O'Connell, C. P., Stroud, E. M., & He, P. (2014c). The emerging field of electrosensory and semiochemical shark repellents: Mechanisms of detection, overview of past studies, and future directions. *Ocean & Coastal Management*, 97, 2–11.
- O'Connell, C. P., Abel, D. C., Gruber, S. H., Stroud, E. M., & Rice, P. H. (2011a). Response of juvenile lemon sharks, *Negaprion brevirostris*, to a magnetic barrier simulating a beach net. *Ocean & Coastal Management*, 54(3), 225–230. doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.11.006
- O'Connell, C. P., Abel, D. C., Stroud, E. M., & Rice, P. H. (2011b). Analysis of permanent magnets as elasmobranch bycatch reduction devices in hook-and-line and longline trials. *Fishery Bulletin*, 109(4), 394–401. doi:10.1016/j.ocecoaman.2012.11.005
- O'Connell, C. P., Abel, D. C., Rice, P. H., Stroud, E. M., & Simuro, N. C. (2010). Responses of the southern stingray (*Dasyatis americana*) and the nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*) to permanent magnets. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 43(1), 63–73. doi:10.1080/10236241003672230
- Rigg, D. P., Peverell, S. C., Hearndon, M., & Seymour, J. E. (2009). Do elasmobranch reactions to magnetic fields in water show promise for bycatch mitigation? *Marine and Freshwater Research*, 60(9), 942. doi:10.1071/MF08180
- Robbins, W. D., Peddemors, V. M., & Kennelly, S. J. (2011). Assessment of permanent magnets and electropositive metals to reduce the line-based capture of Galapagos sharks, *Carcharhinus galapagensis*. *Fisheries Research*, 109(1), 100–106. doi:10.1016/j.fishres.2011.01.023
- Roff, G., Doropoulos, C., Rogers, A., Bozec, Y.-M., Krueck, N. C., Aurellado, E., Mumby, P. J. (2016). The Ecological Role of Sharks on Coral Reefs. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(5), 395–407. doi:10.1016/j.tree.2016.02.014
- Sarah, F.L., Cavanagh, R.D., Camhi, M., Burgess, G.H., Cailliet, G.M., Fordham, S.V., Simpfendorfer, C.A. and Musick, J.A. (comp. and ed.). 2005. *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 461 pp.
- Sisneros, J. A., & Tricas, T. C. (2002a). Ontogenetic Changes in the Response Properties of the Peripheral Electrosensory System in the Atlantic Stingray (*Dasyatis sabina*). *Brain, Behavior and Evolution*, 59(3), 130–140. doi:10.1159/000064160
- Sisneros, J. A., Tricas, T. C., & Luer, C. A. (1998). Response properties and biological function of the skate electrosensory system during ontogeny. *Journal of Comparative Physiology A*, 183(1), 87–99.
- Stoner, A. W., & Kaimmer, S. M. (2008). Reducing elasmobranch bycatch: Laboratory investigation of rare earth metal and magnetic deterrents with spiny dogfish and Pacific halibut. *Fisheries Research*, 92(2-3), 162–168. doi:10.1016/j.fishres.2008.01.004
- Swimmer, Y., Wang, J. H., & McNaughton, L. (2008). *Shark deterrent and incidental capture workshop, april 10-11, 2008*. Citeseer.
- Tallack, S. M., & Mandelman, J. W. (2009). Do rare-earth metals deter spiny dogfish? A feasibility study on the use of electropositive “mischmetal” to reduce the bycatch of *Squalus acanthias* by hook gear in the Gulf of Maine. *ICES Journal of Marine Science*, 66(2), 315–322.
- Ward-Paige, C. A., & Worm, B. (2017). Global evaluation of shark sanctuaries. *Global Environmental Change*, 47, 174–189. doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.09.005
- Worm, B., Davis, B., Kettner, L., Ward-Paige, C. A., Chapman, D., Heithaus, M. R., Gruber, S. H. (2013). Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Marine Policy*, 40, 194–204. doi:10.1016/j.marpol.2012.12.034
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Palumbi, S. R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787–790.
- Zeileis, Achim, Christian Kleiber & Simon Jackman (2008). “Regression Models for Count Data in R.” *Journal of Statistical Software*, 27(8). URL <http://www.jstatsoft.org/v27/i08/>.
- Zuur, A. F. (Ed.). (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Ne