Rapport scientifique
Edition 2019

TRANSLOC-PETRELS

Etude de faisabilité du déplacement de colonies de pétrels sur massifs miniers

CNRT NICKEL & son environnement

CNRT "Nickel et son environnement"

Tome Nickel et Environnement

Rapport Scientifique

2019

PROGRAMME TRANSLOC-PETRELS

ETUDE DE FAISABILITÉ DU DÉPLACEMENT DE COLONIES DE PÉTRELS SUR MASSIFS MINIERS

Étude réalisée dans le cadre des programmes de recherche financés par le CNRT « Nickel & son environnement »

2019

CNRT NICKEL & son environnement

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE

IRD Institut de Recherche pour le Développement FRANCE

« PROGRAMME TRANSLOC-PETRELS »

Rapport à final

2019

Ouvrage collectif coordonné par Eric VIDAL (Institut de Recherche pour le Développement (IRD) – Laboratoire IMBE puis ENTROPIE)

AUTEURS :

Karen BOURGEOIS (IRD)

Sylvain DROMZEE (IRD)

Angélique PAGENAUD (IRD/UNC)

Guillaume CHAGNEAU (IRD)

Matthieu LECORRE (Université de la Réunion)

Eric VIDAL (IRD)

RÉVISION DU DOCUMENT

Réf.	CSF n° 1PS2015-CNRT.IRD/TRANSLOC-PETRELS du 01/07/2016			
Version	**Date**	**Rédacteur(s)**	**Qualité du rédacteur(s)**	**Révision pour CNRT**
VF	19/08/2019	Eric Vidal (IRD)	Coordinateur du programme	F. Bailly CNRT

CITATION DU DOCUMENT

Mots clés : *Pseubulweria rostrata*, *Pterodroma leucoptera*, Restauration écologique, Massifs miniers, Nouvelle-Calédonie, Translocation, Colonies artificielles.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :
Bourgeois K., Dromzée S., Pagenaud A., Chagneau G., Le Corre M. Vidal E. (2019) – *Rapport final* Programme « TRANSLOC-PETRELS ». CNRT « Nickel & son environnement. 99 pages.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE 9
1.1. CONTEXTE ET PRÉAMBULE 9
1.2. OBJECTIFS DU PROJET, DÉCOUPAGE EN TÂCHES, CARACTÈRE AMBITIEUX/NOVATEUR DU PROJET 11

2. TÂCHE 1 - ETUDES BIBLIOGRAPHIQUES 13
2.1. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE MONDIALE DES TRANSLOCATIONS DES PROCELLARIIFORMES À NIDIFICATION HYPOGÉE 13
2.1.1. Matériel et méthodes pour la synthèse de la bibliographie mondiale 13
2.1.2. Résultats 14
2.1.2.1. Sites d'accueil 16
2.1.2.2. Nombre de poussins par transfert et par programme de translocation 16
2.1.2.3. Acheminement des poussins de la colonie source au site d'accueil 16
2.1.2.4. Critères de sélection des poussins 18
2.1.2.5. Nourrissage artificiel des poussins 18
2.1.2.6. Retours et recrutement sur le site d'accueil 18
2.1.3. Eléments de discussion 19
2.1.3.1. Les translocations : un outil pour la conservation des Procellariiformes 19
2.1.3.2. Évaluation, bilan et enseignements des translocations 22
2.1.4. Présentation illustrée des expériences néo-zélandaises 25
2.1.4.1. Éradication et contrôle des prédateurs introduits 26
2.1.4.2. Protection contre les prédateurs introduits : exclos ou « fencing » 26
2.1.4.3. Dispositifs artificiels d'attraction des oiseaux marins 28
2.1.4.4. Opérations de translocation 31
2.2. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LE PÉTREL DE TAHITI AU DÉBUT DE CETTE ÉTUDE 34
2.2.1. Systématique et répartition globale 34
2.2.2. Localisation des populations néo-calédoniennes 35
2.2.3. Menaces avérées et potentielles 37
2.2.4. Biologie et écologie du pétrel de Tahiti 38
2.3. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LE PÉTREL DE GOULD EN NOUVELLE-CALÉDONIE AU DÉBUT DE L'ÉTUDE 41
2.3.1. Systématique et répartition globale 42
2.3.2. Effectifs et distribution des populations calédoniennes 42
2.3.3. Menaces avérées et potentielles 43
2.3.4. Biologie et écologie du pétrel de Gould 44

3. TÂCHE 2 - ÉTUDE DE FAISABILITÉ D'UN DÉPLACEMENT DE COLONIE PAR TRANSLOCATION DE POUSSINS 46
3.1. ELÉMENTS INTRODUCTIFS ET MÉTHODOLOGIQUES 46
3.2. AQUISITION D'ÉLEMENTS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES 47
3.2.1. Étude du niveau d'impact des projets miniers en cours sur les populations de pétrels (collaboration avec KNS) 47
3.2.1.1. Éléments introductifs 47
3.2.1.2. Site d'étude, données disponibles et approche diachronique 47
3.2.1.3. Méthodologies développées sur le terrain 48
3.2.1.4. Résultats obtenus 51
3.2.1.5. Discussion 54
3.2.1.6. Conclusion de l'étude sur le Koniambo : le pétrel de Tahiti, une espèce fragile dans un environnement hostile 57
3.2.2. Acquisition des connaissances biologiques complémentaires sur le pétrel de Tahiti – Vers une meilleure connaissance de la phénologie de reproduction et du comportement au niveau du terrier 58
3.2.2.1. Matériels et méthodes 59
3.2.2.2. Résultats obtenus concernant la phénologie de reproduction des pétrels de Tahiti 59
3.2.2.3. Résultats obtenus concernant le comportement reproductif des pétrels de Tahiti 60

3.2.2.4. Résultats concernant la visite des terriers de reproduction par les prédateurs introduits 61
3.2.3. Acquisition des connaissances biologiques complémentaires sur le pétrel de Tahiti – Patrons d'activités vocales 63
3.2.3.1. Matériels et méthodes 64
3.2.3.2. Résultats obtenus 67
3.2.3.3. Discussion 70
3.2.4. Acquisition de connaissances biologiques complémentaires sur le pétrel de Tahiti – Caractérisation de l'habitat et reproduction 71
3.2.4.1. Caractérisation des terriers 72
3.2.4.2. Caractérisation des colonies 73
3.3. CRITÈRES PERMETTANT D'IDENTIFIER LES SITES PROPICES AU DÉPLACEMENT DES COLONIES EN MILIEU NATUREL OU SUR TERRAINS EN COURS DE RESTAURATION ÉCOLOGIQUE 74
3.4. ANALYSE GÉNÉRALE DE FAISABILITÉ D'OPÉRATIONS DE TRANSLOCATION DE PETRELS EN CONTEXTE MINIER CALÉDONIEN 75
3.4.1. Les pétrels de Tahiti et de Gould ont-ils le profil d'espèces translocables ? 75

4. TÂCHE 3. RECOMMANDATIONS - PROPOSITIONS CONCERNANT LA MISE EN ŒUVRE D'OPÉRATIONS PILOTES DE CRÉATION DE SITES ARTIFICIELS EXPÉRIMENTAUX 80
4.1. ELÉMENTS INTRODUCTIFS ET CHANGEMENTS OPÉRÉS PAR RAPPORT À LA STRATÉGIE INITIALE (DE LA TRANSLOCATION À LA CRÉATION DE « COLONIES ARTIFICIELLES ») 80
4.2. LES DIFFÉRENTS DISPOSITIFS, AMÉNAGEMENTS ET ACTIONS À METTRE EN ŒUVRE SUR LES SITES CHOISIS 81
4.2.1. Lutte contre les prédateurs introduits 81
4.2.1.1. Lutte contre les rongeurs invasifs. 83
4.2.1.2. Lutte contre les populations de chats harets. 83
4.2.2. Mise en place de terriers artificiels pour favoriser la reproduction au niveau de sites expérimentaux. 85
4.2.2.1. Recommandations pour l'installation des terriers artificiels *(voir notamment Gummer et al, 2014)* 86
4.2.2.2. Positionnement des terriers artificiels sur le terrain 87
4.2.3. Dispositifs audio programmables d'attraction vocale 88
4.3. SUIVI DES OPÉRATIONS EXPÉRIMENTALES 89
4.3.1. Indicateurs et procédures de suivi 89
4.3.2. Suivi du devenir des adultes et des poussins 90

5. SYNTHESE / CONCLUSION / PERSPECTIVES 92

6. BIBLIOGRAPHIE CITEE 94

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation des 16 colonies d'accueil des 14 espèces de Procellariiformes transloquées 15

Figure 2 : Pièges létaux à chats et mustélidés/rats utilisés pour éradiquer puis prévenir la réinvasion par les prédateurs introduits sur l'île Great Mercury 26

Figure 3 : Exclos de Zealandia (Wellington) dont l'intérieur n'est pas accessible en voiture et son dispositif explicatif des clôtures contre les mammifères introduits 27

Figure 4 : Exclos de Tawharanui accessible en voiture et réseau de pièges anti-ré-infestation 28

Figure 5 : Restauration des populations d'oiseaux marins à Tawharanui via la diffusion de vocalisations, l'installation de terriers artificiels et la mise en place de silhouettes 29

Figure 6 : Terriers artificiels mis en place à Tawharanui pour accueillir les pétrels à face grise (Pterodroma gouldi) 30

Figure 7 : Système d'attraction sonore et terrier artificiel installés sur l'île Mana pour le puffin volage (Puffinus gavia) et le prion colombe (Pachyptila turtur) 31

Figure 8 : Colonies d'accueil des poussins de puffin volage (3 photos du haut) et de prion colombe (3 photos du bas) transférés lors des programmes de translocation sur l'île de Mana 32

Figure 9 : Préparation de terriers artificiels en vue de la translocation d'océanites frégates (Pelagodroma marina) sur l'île de Mana : transport sur l'île puis montage des terriers artificiels. 33

Figure 10 : État des connaissances sur la distribution du pétrel de Tahiti en Nouvelle-Calédonie . 36

Figure 11 : État des connaissances sur la phénologie de reproduction du pétrel de Tahiti 39

Figure 12 : Photos d'illustration de pétrels de Tahiti 41

Figure 13 : Cycle de la reproduction des sous-espèces néo-calédonienne et australienne du pétrel de Gould 45

Figure 14 : Schéma général résumant la démarche de réflexion et d'acquisition de connaissances, adoptées dans le cadre de ce projet pour conduire l'analyse de faisabilité 46

Figure 15 : Localisation des points d'écoute effectués en 2007 (en bleu) et en 2016-2017 (en rouge) afin d'évaluer l'activité vocale du pétrel de Tahiti sur le massif du Koniambo. Les contours noirs marquent les limites des différents secteurs du massif du Koniambo 50

Figure 16 : Activités vocales du pétrel de Tahiti relevées lors des points d'écoute nocturne, en fonction des différentes années d'étude, sur le massif de Koniambo. 53

Figure 17 : Activité vocale du pétrel de Tahiti sur le secteur Centre. 55

Figure 18 : Phénologie de la reproduction du pétrel de Tahiti 60

Figure 19 : Suivi de l'activité des pétrels de Tahiti au niveau du terrier #709 61

Figure 20 : Pétrel de Tahiti adulte venant au terrier #709 (partie haute) pour relever son partenaire couvant l'œuf, puis départ du partenaire (partie basse) 61

Figure 21 : Enregistreur sonore automatisé mis en place sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud) 64

Figure 22 : Intervalle de temps entre l'arrivée des pétrels de Tahiti et deux crépuscules standards : le crépuscule astronomique (en noir) et le coucher de la lune (en gris) pour les débuts de nuit éclairés, peu éclairés et sans lune. 67

Figure 23 : Patron d'activité vocale des Pétrels de Tahiti au cours de la nuit sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud) pour la période du 18 au 28 mai 2016. 68

Figure 24 : Intensité de l'activité vocale des pétrels de Tahiti au cours des 2 premières de la nuit sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud) pour les périodes du 12 au 29 mai et du 9 juin au 8 août 2016. 70

Figure 25 : Caractérisation des terriers. De gauche à droite : mesure de la longueur d'un terrier puis 3 types de terriers : terriers vrais, terrier sous un bloc rocheux et cavité rocheuse 72

Figure 26 : Schémas de terriers artificiels dimensionnés pour le pétrel de Tahiti – (a) Tunnel d'entrée droit, (b) Tunnel d'entrée coudé 86

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Présentation des 16 sites utilisés pour les 25 translocations étudiées 15

Tableau 2 : Tableau synoptique des 25 translocations 17

Tableau 3 : Tableau de résultats provisoires des translocations..... 19

Tableau 4 : Espèces actuelles appartenant au genre Pseudobulweria et leur état de conservation selon les catégories de l'IUCN 34

Tableau 5 : Récapitulatif des sessions d'écoute nocturne réalisées dans d'autres études 37

Tableau 6 : Sessions d'enregistrement effectuées sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud) en 2016 et qui ont été analysées dans le cadre de ce programme..... 65

Tableau 7 : Statistiques de 10 modèles compétitifs sur 55 testés pour prédire l'intervalle de temps entre le crépuscule astronomique et l'arrivée des pétrels. 69

Tableau 8 : Statistiques de 10 modèles compétitifs sur 55 utilisés pour prédire l'intensité de l'activité vocale du pétrel de Tahiti. 69

Tableau 9 Caractéristiques des cavités de reproduction de pétrels de Tahiti en Nouvelle-Calédonie. 72

Tableau 10 : Analyse de faisabilité d'un évetuel programme de translocation pour le pétrel de Tahiti en Nouvelle-Calédonie, par compilation synthétique de l'évolution du niveau des connaissances entre le début et la fin du programme TRANSLOC-PETRELS et celles en cours d'acquisition (terme 2021) 77

Tableau 11 : Analyse de faisabilité d'un éventuel programme de translocation pour le pétrel de Gould en Nouvelle-Calédonie, par compilation synthétique de l'évolution du niveau des connaissances entre le début et la fin du programme TRANSLOC-PETRELS et celles en cours d'acquisition (terme 2021) 78

LISTE DES SIGLES & ABREVIATIONS

CNRT	Centre National de Recherche Technologique
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
ERC	Séquence Éviter, Réduire, Compenser
KNS	Koniambo Nickel SAS
SLN	Société Le Nickel
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1. CONTEXTE ET PRÉAMBULE

Face à la sixième vague d'extinction qui touche la biodiversité et à l'accélération de la crise de biodiversité (Ceballos et al. 2015), la biologie de la conservation s'est constituée comme une discipline de crise, reposant sur une approche scientifique et prônant un interventionnisme assumé (Soulé 1985). Avec l'objectif de maintenir sur le long terme la diversité des systèmes biologiques depuis le gène jusqu'à l'écosystème, l'acteur de la conservation doit par exemple identifier quels sont les processus démographiques — émigration, survie, recrutement, dispersion — intervenant dans le déclin de telle population d'espèce menacée qu'il entend sauvegarder. Parmi les mesures adoptées en vue de restaurer ces populations, les translocations apparaissent comme une technique de plus en plus utilisée dans le milieu de la conservation (Seddon 2010, Germano et al. 2015).

- **Qu'est-ce que la translocation ?**

Ce terme générique, emprunté à l'anglais, recouvre l'ensemble des déplacements intentionnels d'individus vivants — qu'il s'agisse d'espèces animales ou végétales — en vue de les implanter sur un autre site que celui d'où ces individus proviennent (IUCN 1987, Seddon et al. 2012).

La typologie des translocations se décline principalement selon deux grands groupes d'objectifs. Il y a tout d'abord la sauvegarde de l'espèce concernée, que ce soit par (i) le renforcement d'une population existante, (ii) le rétablissement d'une population disparue ou (iii) la création d'une nouvelle population en dehors de l'aire naturelle de répartition. Dans une autre approche, les translocations s'emploient également en vue de rétablir le fonctionnement naturel d'un écosystème dans lequel l'espèce en question, ou une espèce apparentée, tenait un rôle clef. Ces deux objectifs ne s'excluent pas mutuellement et tendent, au contraire, de plus en plus à être intégrés au sein d'un seul et même programme de translocation (IUCN 2012).

Les groupes les plus concernés par cette forme de gestion intensive sont les vertébrés et tout particulièrement les oiseaux (33%) et les mammifères (41%) qui justifient cet effort plutôt par un statut d'espèces emblématiques qu'au nom de véritables priorités de conservation (Seddon et al. 2014). D'autres groupes tels que les amphibiens et les reptiles pourraient davantage bénéficier de cette pratique (Germano & Bishop 2009) capable d'entretenir artificiellement un système de métapopulation en compensant de faibles capacités de dispersion dans des habitats fragmentés (Marsh & Trenham 2001).

Du point de vue de leur répartition globale, les espèces ayant fait l'objet de translocation se trouvent essentiellement dans les régions développées (Seddon et al. 2014). Par exemple, l'archipel néo-zélandais, qui présente un fort taux d'endémisme, source de nombreux enjeux de conservation, impliquant une importante communauté d'acteurs associatifs et institutionnels, a été le théâtre de plus de 300 translocations entre 2002 et 2010 dont 18 ont concerné les oiseaux marins (Cromarty & Alderson 2013).

Au sein de la classe des oiseaux, les Procellariiformes, ordre d'oiseaux marins regroupant les albatros (Diomédéidés), les océanites (Hydrobatidés), les puffinures (Pélécanoïdidés) et les pétrels, puffins et prions (Procellariidés), sont l'un des ordres contenant la plus importante proportion d'espèces menacées (Croxall et al. 2012). En mer, la principale cause de mortalité directe de ces espèces longévives est leur capture accidentelle par les engins de pêche (Tasker et al. 2000). Elles subissent également les effets de la surpêche, qui affecte tout particulièrement leur succès reproducteur mais influence également la disponibilité des

ressources durant la période inter-nuptiale (McDuie et al. 2015). Enfin la pollution chronique des océans par les hydrocarbures, les matières plastiques, les métaux lourds et les composés organochlorés ont également des répercussions tant sur la productivité que sur la survie des jeunes et des adultes (Burger & Gochfeld 2002). À terre, en plus de la dégradation de leur habitat et du dérangement par les activités humaines, ces espèces coloniales ont surtout souffert de l'introduction des mammifères terrestres dans les milieux insulaires. Sur ces îles, elles tiennent généralement un rôle central, structurant le fonctionnement et la dynamique de tout l'écosystème à travers le piétinement, le creusement de terriers, le remaniement de la litière, l'apport de déjections, de coquilles d'œufs et d'œufs non-éclos, de régurgitats et de cadavres d'adultes comme de poussins (Smith et al. 2011).

Ce double aspect d'espèces sur la voie de l'extinction et d'éléments clefs des écosystèmes insulaires est à l'origine de l'effort considérable enregistré dans le domaine des translocations dont ce groupe a bénéficié tout au long de ces trente dernières années (Miskelly & Gummer 2013).

Qu'il s'agisse de restaurer le fonctionnement d'un écosystème insulaire dégradé ou d'augmenter la probabilité de survie d'une espèce menacée, **le transfert ou translocation de poussins (et non d'individus adultes) est la mesure la plus souvent employée avec les Procellariiformes** dont la dynamique démographique naturellement lente — moins d'un jeune produit par couple et par an — compromet le rétablissement spontané des populations disparues une fois les menaces supprimées (Jones & Kress 2012).

La translocation des poussins

La translocation de poussins de Procellariiformes d'une colonie « donneuse » à une colonie « receveuse » utilise un des traits comportementaux caractéristiques de cet ordre : la fidélité à la colonie d'origine, aussi désignée par le terme **philopatrie** (Gaston 2004). Ceci justifie l'emploi de cette technique avec des juvéniles plutôt que des adultes, par définition déjà attachés à un site de reproduction. Toute translocation d'oiseaux marins Procellariiformes consiste, pour chaque poussin, à substituer à sa colonie d'origine un autre site vers lequel ce mécanisme comportemental — la philopatrie — le poussera à revenir durant toute sa vie d'adulte pour s'y reproduire.

Mais c'est surtout la compréhension du phénomène **d'imprégnation,** le processus par lequel se réalise cet attachement au lieu de naissance, qui a permis la mise au point de cette technique. Chez les espèces à nidification hypogée (dans des terriers), il est désormais admis que l'imprégnation intervient, au cours du développement du poussin, à partir du moment où celui-ci sort de son terrier à une étape appelée émergence (Serventy et al. 1989).

D'un point de vue opérationnel, l'une des principales difficultés des translocations de Procellariiformes réside dans l'étroitesse de la fenêtre temporelle pour prélever et déplacer les poussins. Une collecte trop précoce allonge la durée du nourrissage et des soins à prodiguer aux jeunes ce qui, en plus des efforts logistiques conséquents, entraîne un risque accru de mortalité. *A contrario* le transfert des mêmes poussins à une date proche de leur envol augmente le risque du retour de ces individus sur leur colonie de naissance après leur périple en mer. Si l'on veut créer une colonie *ex nihilo* au moyen de cette technique, il faut envisager un par un le transfert de chacun des individus qui, ensemble, vont constituer l'amorce de la future colonie, jusqu'à ce que celle-ci atteigne la taille critique lui permettant de fixer de nouvelles recrues par le phénomène d'attraction sociale. C'est pourquoi le succès des translocations de Procellariiformes dépend fortement du nombre de poussins transférés, dont le recrutement espéré ne peut intervenir avant plusieurs années, du fait de l'inertie démographique caractéristique de ces organismes marins longévifs.

S'agissant des oiseaux marins, le terme « translocation » renvoie à deux notions différentes qu'il convient dès à présent de bien dissocier. Il y a d'une part l'opération de translocation, toujours limitée dans la durée et qui se résume au transfert d'un lot d'individus depuis un ou

plusieurs sites de collecte vers un site unique de lâcher et dont le succès s'évalue par la proportion de jeunes parvenus à l'envol sur le total prélevé. D'autre part, cette opération est rattachée à un programme désigné sous le même terme générique de translocation mais qui se déroule généralement sur plusieurs années et dont on évalue la réussite a posteriori par le taux de recrutement des individus transloqués ou l'installation d'une nouvelle colonie. En effet, dans le cadre plus général d'un projet de restauration, le recrutement des individus transloqués n'est pas essentiel pour la réussite du programme de translocation dès lors que l'installation d'une nouvelle colonie est assurée que ce soit à partir des cohortes transférées ou de l'immigration.

- **La translocation en Nouvelle-Calédonie**

En Nouvelle-Calédonie, dans le contexte de l'exploitation de mines de nickel à ciel ouvert détruisant une partie de l'habitat du **pétrel de Tahiti** *Pseudobulweria rostrata trouessarti* (Brasil, 1917), le projet TRANSLOC-PETREL, financé par le CNRT, va s'intéresser à l'opportunité de conduire des opérations de translocation sur cette espèce, voire sur une seconde espèce, le **pétrel de Gould** *Pterodroma leucoptera*.

Ces opérations, envisagées comme des mesures de réduction de l'impact de l'activité minière, ouvriraient, en quelque sorte, une nouvelle voie pour les Procellariiformes, en relocalisant des poussins prélevés sur une colonie avant sa destruction.

Dans cette perspective et afin d'identifier les éléments décisifs dans l'élaboration puis la conduite d'un tel projet, les objectifs de la première phase de ce travail ont été :

(i) d'examiner et d'analyser les différentes opérations de par le monde de translocations de pétrels, puffins, prions et puffinures, partageant, au sein des Procellariiformes, la caractéristique de nicher dans un terrier, de façon à identifier les objectifs, les contraintes, les méthodes et les résultats de ces opérations ;

(ii) de dresser, dans le prolongement de cette analyse bibliographique, le panorama des connaissances disponibles sur le pétrel de Tahiti en identifiant tout particulièrement les lacunes à combler en amont d'éventuelles opérations de translocation ;

(iii) d'améliorer, par un travail de terrain, les connaissances sur la phénologie et le calendrier de reproduction de cette espèce cryptique et sous-étudiée.

1.2. OBJECTIFS DU PROJET, DÉCOUPAGE EN TÂCHES, CARACTÈRE AMBITIEUX/NOVATEUR DU PROJET

L'objectif général de ce projet se place dans le cadre d'une analyse bibliographique / étude de faisabilité.

Il s'agit de proposer une méthode de dernier recours (séquence ERC) permettant de compenser les impacts de l'activité minière sur les pétrels, affectés à la fois par la destruction de l'habitat (sites de nidification) et par les impacts indirects de l'activité humaine sur les massifs miniers, tels que la prolifération de prédateurs introduits (rats et chats harets).

Dans le cadre de l'ERC, le développement d'opérations de déplacement d'individus et de création de sites favorables à l'installation de nouvelles colonies est envisagé.

In fine, l'objectif de ce projet est de doter les opérateurs (exploitants miniers, bureaux d'étude, opérateurs de la conservation) des moyens et connaissances nécessaires à la mise en œuvre d'une opération pilote de déplacement d'individus de pétrels susceptibles de fonder de nouveaux sites de nidification (colonies) en dehors des zones impactées.

Un projet en trois volets

Le programme proposé comporte trois volets principaux déclinés dans les trois parties suivantes :

- **Tache 1 – Synthèses et analyses bibliographiques** : (i) sur les opérations de déplacement similaires / retours d'expérience ailleurs sur la Planète de façon à poser le cadre d'intervention et (ii) sur les espèces locales candidates (biologie, écologie, habitats, niveau de menace), à savoir principalement le pétrel de Tahiti et le pétrel de Gould.
- **Tâche 2 – Différents volets d'une étude de faisabilité d'un déplacement de colonie adapté aux espèces candidates.** Cette tâche inclue notamment (i) l'étude des niveaux d'impact et des conséquences de projets miniers en cours (cas du massif du Koniambo, en collaboration avec KNS), (ii) l'acquisition, par des investigations de terrain, de connaissances biologiques complémentaires nécessaires à une connaissance suffisante de la biologie et de l'écologie du pétrel de Tahiti, espèce jusque-là très déficitaire en informations (habitats de nidification, biologie et phénologie de reproduction, comportement vocal), (iii) la définition et priorisation des critères permettant d'identifier les sites propices au déplacement des colonies ou à la création de sites artificiels de reproduction.
- **Tâche 3 – Rédaction d'un cahier des charges pour la mise en œuvre et le suivi d'une opération pilote sur un site minier, ainsi que d'un plan d'action associé.** Dans ce cadre, un certain nombre d'éléments sont précisés, relatifs à l'ensemble des aménagements et opérations à réaliser sur les sites choisis (leurres, terriers artificiels, contrôle des pressions et menaces, indicateurs de suivi, méthodologie permettant d'étudier le devenir des individus).

Un double défi à relever

Des opérations de déplacement d'individus (poussins) de plusieurs espèces de pétrels ont été réalisées avec succès en Nouvelle-Zélande, en Australie et aux États-Unis, essentiellement dans le cadre de la restauration d'îlots dont les prédateurs introduits avaient été éliminés. Toutefois, ce genre d'opération n'a jamais concerné des pétrels nichant en milieu montagneux tels que les pétrels de Tahiti et de Gould sur les massifs miniers de Nouvelle-Calédonie.

Comme indiqué précédemment, ces opérations nécessitent une bonne connaissance de l'écologie et de la biologie des espèces cibles, ce qui n'est pas le cas par exemple du pétrel de Tahiti encore peu étudié et qui, en outre, établit des colonies diffuses sur d'importantes superficies.

Ce projet constitue donc un double défi :

- Un contexte nouveau, avec à la fois l'aspect montagnard des sites et le contexte d'exploitation minière et d'impact aux habitats de reproduction, dans lesquels doivent se réfléchir les futures opérations de translocation ;
- Des espèces peu connues. Même si un programme de translocation a déjà concerné la sous-espèce australienne du pétrel de Gould (*Pterodroma l. leucoptera*), la sous-espèce néo-calédonienne semble présenter une biologie et une écologie différentes (par exemple, on sait que la phénologie de reproduction est décalée), ce qui induit la nécessité d'études préliminaires sur ces points. Concernant le pétrel de Tahiti, sa biologie et son écologie ne sont pas connues et seulement un faible nombre de couples reproducteurs ont été localisés, ce qui impose des études et prospections préliminaires, avec potentiellement un protocole de translocation à adapter à cette espèce.

2. TÂCHE 1 - ETUDES BIBLIOGRAPHIQUES

Point-clé du programme TRANSLOC-PETRELS, une étude et synthèse bibliographiques intensives et détaillées ont été conduites afin de répondre aux deux premiers objectifs assignés par le CNRT dans le cadre de cet appel à projet, à savoir :

- Réaliser une large revue bibliographique sur des programmes similaires de déplacement de colonies d'oiseaux marins et proposer une analyse des retours d'expérience ;
- Faire le bilan des connaissances acquises en Nouvelle-Calédonie sur les espèces identifiées comme cibles de l'étude de faisabilité, à savoir le Pétrel de Tahiti et le Pétrel de Gould.

  Cette synthèse présente trois volets distincts :

  - Un volet portant sur les opérations de déplacement similaires et incluant des retours d'expérience ;
  - Un volet synthétisant les connaissances sur le pétrel de Tahiti ;
  - Un volet synthétisant les connaissances sur le pétrel de Gould.

2.1. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE MONDIALE DES TRANSLOCATIONS DES PROCELLARIIFORMES À NIDIFICATION HYPOGÉE

2.1.1. MATÉRIEL ET MÉTHODES POUR LA SYNTHÈSE DE LA BIBLIOGRAPHIE MONDIALE

Les différentes sources bibliographiques ont été recueillies grâce au moteur de recherche GoogleScholar au moyen des cinq mots-clefs suivants : translocation, procellariidae, burrow, conservation et mitigation.

Chaque élément bibliographique ainsi obtenu a ensuite été examiné au niveau de sa propre liste bibliographique afin d'identifier toute référence pertinente qui n'aurait pas été sélectionnée à l'aide de ces cinq mots-clefs. Après une dernière répétition de cet examen sur les nouvelles références obtenues, un total de 54 références a constitué le recueil final de sources bibliographiques analysées ici. Ce lot de références comprend 17 des 25 translocations sur lesquelles a porté l'analyse, auxquelles se sont ajoutées 8 translocations documentées à partir d'autres sources qui n'étaient pas ressorties lors de cette première recherche.

Dans l'ensemble, en complément de la littérature scientifique publiée, d'autres sources bibliographiques ont été consultées telles que des comptes rendus et les lettres d'information diffusées sur les sites des organisations à l'origine de ces translocations.

De plus, dans certains cas, les données ont été recueillies directement auprès des contributeurs sollicités dans le cadre de cette étude.

Enfin, un aperçu concernant quelques-uns des nombreux détails de l'organisation d'une opération de translocation a été obtenu à la faveur d'une participation d'un personnel de l'équipe au transfert de 106 *Pterodroma cookii* (Gray, 1843) depuis Hauturu jusqu'au sanctuaire de Boundary Stream, en Nouvelle-Zélande, en mars 2016.

Dans la suite du document, par « translocation » il faudra entendre la totalité d'un programme incluant la gestion et le suivi du site d'implantation avant et après chaque transfert.

Chaque translocation est identifiée à partir de la réunion de ces trois éléments : une espèce, un site, une durée.

Une translocation peut être conçue comme un transfert unique ou comme une série de transferts consécutifs répétés chaque année.

En outre, les individus peuvent être collectés en un seul ou plusieurs endroits à la fois pour ensuite être transférés sur un site unique de lâcher. L'interruption d'une ou plusieurs années puis la reprise des transferts d'une même espèce sur un même site équivaut à une seconde translocation. Ce cas se présente lorsque, après évaluation, le premier épisode de translocation est jugé insuffisant pour l'établissement d'une colonie viable et pérenne.

2.1.2. RÉSULTATS

Les 25 translocations étudiées portent sur 14 espèces de Procellariiformes. Elles ont été menées sur 16 sites différents majoritairement en Nouvelle-Zélande (12) et dans trois autres pays (Tableau 1) : Australie (2), États-Unis Hawaï (1), Royaume-Uni Bermudes (1) (Figure 1).

Ces translocations ont consisté en un transfert unique (n=3) ou en une série continue de transferts répétés annuellement (n=22), avec un nombre moyen de 3,3 transferts et un maximum de six transferts (n=2) par translocation. Sur trois sites, il y a eu deux séries de transferts concernant à chaque fois une même espèce, espacées de quatre, six et onze ans.

L'objectif principal poursuivi par le programme de translocation peut être classé en trois catégories : conservation (n=9), expérimentation (n=6), restauration (n=10).

Tableau 1 : Présentation des 16 sites utilisés pour les 25 translocations étudiées

Avec la superficie (Sup), la situation (Sit.) « insulaire » (I) ou « continentale » (C) de chaque site est décrite en relation avec les entités géographiques voisines, l'île principale tenant lieu de continent pour une île périphérique au sein d'un même archipel. Est indiqué le nombre d'espèces de Procellariiformes transloquées (NP), faisant parties de l'échantillon des 25 translocations étudiées. Sur chaque site les espèces introduites ont été éradiquées (Erad.) ou contrôlées (Cont.). Les menaces résiduelles (MR) pour les espèces transloquées apparaissent entre parenthèses lorsqu'elles font l'objet d'un contrôle. La restauration des habitats naturels (Rest.) en complément de la lutte contre les espèces envahissantes consiste essentiellement en de la revégétalisation avec des espèces autochtones. Certains aménagements comme une clôture étanche aux prédateurs terrestres (Clôt.) sont couramment utilisés dans le cadre de projets de restauration en situation « continentale », d'autres sont spécifiques aux translocations de Procellariiformes comme les terriers artificiels (T. art.) et les dispositifs d'attraction sonore (Att. son.). Pour chaque mesure sa présence est notée « √ », son absence «—» et l'absence de donnée « ». Sg : Strepera graculina ; Cc : Corvus coronoides ; Rp : Rattus pacificus ; Nn : Ninox novaeseelandiae ; Mm : Mus musculus ; Ta : Tyto alba ; Ca : Circus approximans

Site			**Gestion**				**Aménagements**		
Nom	Sit.	Sup (ha)	NP	Erad./Cont.	MR	Rest.	Clôt.	T. art.	Att. son.
Boondelbah Island Aus	I	14	1	Erad.	(Sg, Cc)		–	√	–
Boundary Stream NZ	C	1,9	2	Erad.	Ca, Mm	√	√	√	√
Cabbage Tree Island Aus	I	30	1	Erad.	(Sg, Cc)		–	√	–
Cape Sanctuary NZ	C	2500	2	Erad.	Ca	√	√	√	√
Cuvier Island NZ	I	170	1	Erad.		√	–	√	√
Hauturu NZ	I	2817	1	Erad.	Rp	–	–	–	–
Kaikoura peninsula NZ	C	1,9	1	Erad.	Ca		√	√	√
Kilauea point Hawaii EU	C	2,8	1	Erad.	Ta		√	√	
Mana Island NZ	I	217	3	Erad.		√	–	√	√
Matakohe Island NZ	I	38	1	Erad.		√	–	√	√
Maud Island NZ	I	276	1	Erad.			–	√	√
Motuora Island NZ	I	85	2	Erad.	Nn	√	–	√	√
Mount Maunganui NZ	C	75	1	Cont.		√	–	√	–
Nonsuch Island Bermudes RU	I	6	1	Erad.		√	–	√	√
Pitt Island NZ	C	40	1	Erad.	Mm	√	√	√	√
Sweetwater Covenant NZ	C	2,4	2	Erad.			√	√	√

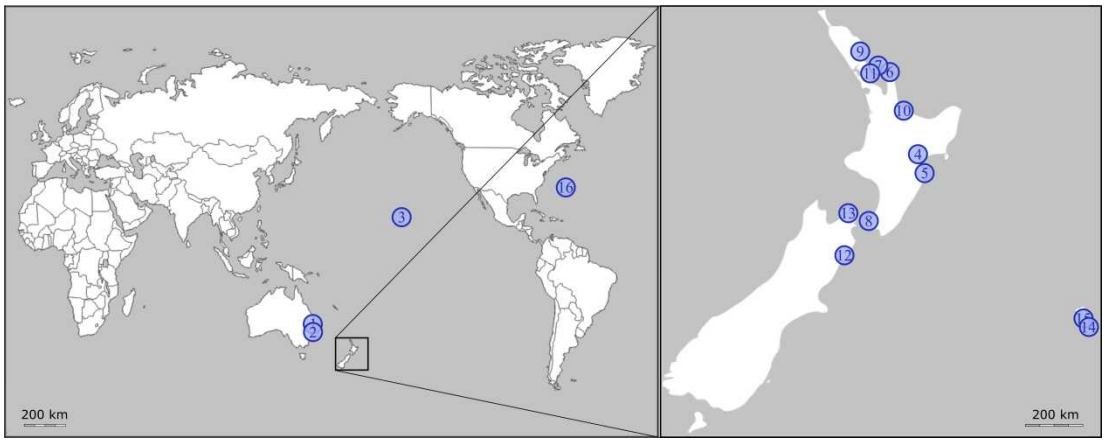

Figure 1 : Localisation des 16 colonies d'accueil des 14 espèces de Procellariiformes transloquées

La Nouvelle-Zélande, qui héberge plus de 40 % des espèces de pétrels, puffins, prions et puffinures, est également le centre mondial pour les translocations de ce groupe en particulier. (1) : Boondelbah Isl. ; (2) : Cabbage Tree Isl. ; (3) : Kilauea Point ; (4) : Boundary Stream Mainland ; (5) : Cape Sanctuary ; (6) : Cuvier

Isl. ; (7) : Hauturu ; (8) : Mana Isl. ; (9) : Matakohe Isl. ; (10) : Mt Maunganui ; (11) : Motuora Isl. ; (12) : Kaikoura ; (13) : Maud Isl. ; (14) : Pitt Isl. ; (15) : Sweetwater Covenant ; (16) : Nonsuch Isl.

2.1.2.1. Sites d'accueil

Les 16 sites (Tableau 1) sont caractérisés par leur degré d'**isolement** classé en deux niveaux : « insulaire » (n=9) *vs* « continental » (n=7), tenant compte non pas de leur localisation, mais plutôt de leur situation biogéographique relative. Ceci repose sur l'observation qu'au sein d'un archipel, l'île principale tient lieu de « continent » vis-à-vis des îles périphériques — tous les sites se trouvant par ailleurs sur des îles au sens premier du terme.

Parmi les sept sites « continentaux », six sont équipés de **clôtures étanches** aux mammifères introduits. Tous les sites, au préalable, ont fait l'objet soit d'une éradication (n=15) soit d'un contrôle (n=1) des espèces introduites susceptibles de présenter une menace pour les individus transférés. Ces dernières incluent les chats harets *Felis catus*, les lapins *Oryctolagus cuniculus*), les rongeurss, les mustélidés, les ongulés, des opossums *Trichosurus vulpecula* et des mangoustes.

Quinze sites ont été aménagés avec des **terriers artificiels** dans lesquels sont placés les poussins transférés. Les terriers artificiels ont ensuite été laissés disponibles pour d'éventuels reproducteurs. Les terriers naturels ont été utilisés uniquement sur un site. Ces terriers vacants, étaient situés au sein d'une colonie existante.

Enfin, la totalité des sites pour lesquels cette information est accessible utilisent soit des **systèmes acoustiques** diffusant les chants des espèces ciblées (n=11), soit la proximité d'une colonie existante dans le cas d'un renforcement de population (n=4).

2.1.2.2. Nombre de poussins par transfert et par programme de translocation

En moyenne 195 (± 103 ; n=25) poussins ont été transférés sur une durée de **3,3** (± 1,5 ; n=25) **années** par programme (Tableau 2).

Le nombre moyen de **poussins** par transfert annuel est de **60** (± 28 ; n=25).

Le taux d'envol évaluant le succès du transfert est indiqué par une valeur moyenne pour chaque programme (le nombre de poussins parvenus à l'envol n'est pas connu dans un seul cas). Cette valeur est comprise entre **43,3 %** et **100** % avec une moyenne de 91,7 % (Tableau 2).

2.1.2.3. Acheminement des poussins de la colonie source au site d'accueil

La distance entre la colonie source et le site d'accueil varie de 150 m à 1132 km avec une valeur médiane de **32 km** (Tableau 2).

Dans la majorité des cas connus, le transfert de chacun des différents lots de poussins, pouvant provenir d'un même site ou de sites différents, s'est déroulé en **moins de 24 heures** depuis le terrier naturel jusqu'au terrier d'accueil, le plus souvent dans la même journée.

Dans la plupart des cas, l'acheminement a mis en œuvre différents moyens de transports terrestres et nautiques ou aériens. Le plus long transfert (32 heures) fut effectué à dos d'homme et par bateau ; il concerne quelques poussins de *Pterodroma gouldi* transférés depuis Taranga sur Matakohe soit 36 kilomètres à vol d'oiseau.

Espèce	Site	Période	Obj.	Nb.Ps (tran.)	T. Moy	Sélection	Dist.	Nourr.	Envol	Référence
Pachyptila turtur (Kuhl, 1820)	Mana	2002-4	Res	240 (3)	80	AP+Pds	80	1	100	Miskelly & Gummer 2013
		2015-6	Res	200 (2)	100	AP*Pds	80	1	100	Gummer *et al*. 2015
Pelecanoides urinatrix (Gmelin, 1789)	Mana	1997-9	Exp	239 (3)	80	AP	28	1-0,5	49,4	Miskelly & Taylor 2004
	Motuora	2007-8	Res	91 (2)	46	AP*Pds	12	1-0,5	94,5	Miskelly *et al*. 2009
Procellaria parkinsoni Gray, 1862	Hauturu	1986-90	Exp	253 (5)	51	Pds*pl	32	-	98,4	Imber *et al.* 2003
Pterodroma axillaris (Salvin, 1893)	Pitt	2002-5	Cons	200 (4)	50	AP*Pds	6	2-3	99	Gummer *et al*. 2014
	Sweetwater	2008-11	Cons	200 (4)	50	AP*Pds	45	2-3	99	Gummer *et al*. 2014
Pterodroma cahow (Nichols & Mowbray, 1916)	Nonsuch	2004-8	Cons	104 (5)	21	AP	1	2	95,2	Carlile *et al*. 2012
Pterodroma cookii (Gray, 1843)	Boundary Stream	2013-6	Res	352 (4)	88	AP*Pds	357	3	95,5	Mitchell comm. pers. 2016
	Cape Sanctuary	2010-3	Res	347 (4)	87	AP*Pds	422	2	99,4	Mitchell comm. pers. 2016
Pterodroma inexpectata (Forster, 1844)	Boundary Stream	2014-6	Res	172 (3)	57	AP*Pds	1132	3	98,3	Mitchell comm. pers. 2016
Pterodroma leucoptera leucoptera (Gould, 1844)	Cabbage Tree	1995	Exp	30 (1)	30	pl	0,15	3	100	Priddel & Carlile 2001
	Boondelbah	1999-00	Cons	200 (2)	100	pl*Pds+AP	1,4	2	97,5	Priddel & Carlile 2006
Pterodroma gouldi (Hutton, 1869)	Maunganui	1999	Exp	30 (1)	30		2	2-3	43,3	Miskelly *et al*. 2009
	Matakohe	2004-8	Res	174 (5)	35	AP*Pds	36	2-3	87,4	Mitchell & Buhler 2015
		2014-5	Res	76 (2)	28	AP*Pds	36	2	97,4	Mitchell & Buhler 2015
	Cape Sanctuary	2008-12	Res	351 (5)	70	AP*Pds	202	2	90,9	Mc Lennan & Ward-Smith 2013
Pterodroma magentae (Giglioli & Salvadori, 1868)	Sweetwater	2006-11	Cons	59 (6)	10	–	5	2-3	100	Miskelly *et al.* 2009
Pterodroma pycrofti Falla, 1933	Cuvier	2001-3	Exp	232 (3)	77	AP*Pds	23	2-3	97,8	Taylor 2015
	Motuora	2013-5	Cons	262 (3)	87	AP*Pds	103	2-3	100	Gummer & Stewart 2015
Pterodroma sandwichensis (Ridgway, 1884)	Kilauea	2015	Cons	10 (1)	10		22			
Puffinus gavia (Forster, 1844)	Mana	2006-8	Res	225 (3)	75	AP+Pds	42	1	84,9	Miskelly *et al*. 2009
	Maud	1991-6	Exp	334 (6)	56	Pl	34	0,5	81,7	Bell *et al*. 2005
Puffinus huttoni Mathews, 1912	Kaikoura	2005-8	Cons	291 (4)	73	AP*Pds	20	1	92,8	Miskelly *et al*. 2009
		2012-3	Cons	205 (2)	103	AP*Pds	20	1	99	Rowe 2014
	Valeur moyenne			**195,1 (3,3)**	**60**		**110**		**91,7**	
	Ecart type			103,3 (1,5)	28		238		14,9	

Légende du tableau 2 : Une translocation se définit par une espèce, un site d'accueil et une période au cours de laquelle un total de poussins (Nb.Ps) est réparti sur un nombre de transferts annuels (tran.). Le nombre moyen de poussins par transfert (T. Moy.) fournit l'ordre de grandeur de l'effort de collecte effectué chaque année. Les critères de sélection des poussins, lorsqu'ils sont connus, sont la longueur de l'aile pliée (AP), le poids (Pds) et l'aspect du plumage (pl). Ces critères associés sont croisés (*) ; parfois un nouveau critère peut être appliqué après un premier transfert (+). La périodicité des nourrissages (Nourr.) est indiquée en nombre de jours. Le taux d'envol (Envol) est calculé à partir du nombre de poussins prélevés, tenant compte de la mortalité due au transport dont la longueur est déduite à partir de la distance (Dist.) entre la colonie source et le site d'accueil, exprimée en kilomètres. Le but principal (Obj.) de la translocation est l'expérimentation (Exp), la conservation de l'espèce (Cons) ou la restauration du site (Res).

Tableau 2 : Tableau synoptique des 25 translocations

2.1.2.4. Critères de sélection des poussins

Cette donnée est disponible pour 23 translocations (Tableau 2). Dans 18 cas, la sélection a été effectuée à partir de la combinaison d'au moins deux critères contre quatre cas avec l'application d'un critère unique. Dans un seul cas, les poussins ont été collectés sans aucune sélection.

Le critère le plus fréquemment utilisé est la **longueur de l'aile pliée** (n=19) suivi du poids (n=18) et de l'aspect du plumage (n=4).

2.1.2.5. Nourrissage artificiel des poussins

Pour la plupart des translocations (n=18) effectuées en Nouvelle-Zélande, indépendamment du régime alimentaire des espèces concernées, les poussins ont été nourris à partir d'un mélange type à base de **sardines en boîtes conditionnées dans de l'huile de soja**.

Lorsque les translocations ont été réalisées à des fins expérimentales ou hors de la Nouvelle-Zélande, le nourrissage des poussins a décliné plusieurs types de nourriture tenant compte du régime alimentaire des espèces transférées (crustacés, céphalopodes, poissons) avec des ajustements en fonction de l'état des poussins.

2.1.2.6. Retours et recrutement sur le site d'accueil

Quinze translocations ont été suivies du retour d'individus transférés et/ou de l'installation de couples sur les sites d'accueil (Tableau 3).

Dans les dix autres cas, ces données sont absentes du fait de transferts trop récents (n=5), indisponibles (n=1) ou insuffisantes (n=4).

Le premier retour est intervenu en moyenne (n=12) **3 ans et 8 mois** après le premier transfert. À noter que ce premier retour ne concerne pas nécessairement un individu issu du premier transfert.

Les retours les plus précoces concernent *Pachyptila turtur* et *Pelecanoides urinatrix* avec des individus recapturés sur le site d'accueil 2 ans après le premier transfert.

Le premier retour le plus tardif (6 ans) a été observé avec *Pterodroma gouldi* sur Matakohe.

L'établissement du premier couple sur le site d'accueil intervient entre 1 an (*Pterodroma leucoptera* sur Boondelbah) et 7 ans (*Pterodroma gouldi* et *Pterodroma magentae* respectivement sur Matakohe et Sweetwater Conservation Covenant, Chatham), avec un délai médian (n=12) de 5 ans après le premier transfert. À noter que l'origine des partenaires n'est pas précisée.

Dans le cas de *Pterodroma leucoptera* sur Boondelbah, le premier recrutement un an après le premier transfert concernait des individus issus d'une colonie voisine.

Tableau 3 : Tableau de résultats provisoires des translocations

Chaque ligne correspond à une translocation identifiée par une espèce, les quatre premières lettres du site d'accueil (Site) et une période. L'âge observé in natura du premier retour à terre (Age Rr) et de la première reproduction (Rp) sont donnés pour chaque espèce. Pour chaque translocation l'effort est indiqué par le nombre de poussins transférés (Nb T) associé au pourcentage d'envol (E) évaluant le succès moyen des transferts. Deux types de résultats sont décrits : l'année du premier évènement (1er) et le nombre d'évènements (Nb) pour une période donnée (années). Deux types d'évènements sont distingués : les retours (Rr) concernant uniquement les individus issus des cohortes transférées et les cas de reproduction (Rp) dont l'origine des couples n'est pas précisée. Alors que les premiers ne sont pas obligatoirement recrutés, les seconds font partie de l'effectif reproducteur de la nouvelle colonie. À noter que l'apparition du premier couple peut précéder celle du premier retour (par exemple Pterodroma leucoptera). Enfin, il est difficile de comparer ces résultats qui dépendent à la fois de la durée écoulée depuis le premier transfert et de l'effort de recherche entrepris dans le cadre du suivi post-lâcher.

Espèce	Age Rr (Rp)	Site	Période	Nb T (E)	1er Rr	1er Rp	Nb Rr (années)	Nb Rp (années)
Pachyptila turtur	2,5 (3-4)	Mana	2002-4	240 (100)	2004	2005	20 (2004-12)	6 (2007/8-11/2)
Pelecanoides urinatrix	1,5 (2-3)	Mana	1997-9	239	1999	1999	20 (1999-2002)	53 (1999-2003)
Pterodroma axillaris	2,5 (3+)	Pitt	2002-5	200 (99)	?	2005	22 (2005-10)	17 (2012)
		Swee	2008-11	200 (99)	2011	2012		2 (2013)
P. cahow	? (3-7)	Nons	2004-8	104	2008	2009	17 (2008-10)	14 (2014)
P. leucoptera	? (5-6)	Boon	1999-0	200	2002	2000	10 (2004)	14 (2000-4)
P. gouldi	3-5 (5+)	Mata	2004-8	174	2010		8 (2010-6)	1 (2013)
		Cape	2008-11	276		2015	11 (2016)	1 (2015)
P. magentae	3-5 (5-7)	Swee	2006-11	59 (100)	2010	2013	12 (2014)	2 (2014)
P. pycrofti	2-4 (3+)	Cuvi	2001-3	232		2007	22 (2010)	22 (2015)
		Motu	2013-5	262 (100)	2016	–	6 (2016)	–
Pufinus gavia	4-6 (5-7)	Maud	1991-6	334	1996	1996	32 (2004)	15 (2003)
		Mana	2006-8	225	2010	2011	57 (2009-15)	24 (2015)
P. huttoni	2-4 (4-6)	Kaik	2005-8	291	2010	2010		16 (2016)
			2012-3	205 (99)	2015	–	28 2016)	

2.1.3. ELÉMENTS DE DISCUSSION

2.1.3.1. Les translocations : un outil pour la conservation des Procellariiformes

2.1.3.1.1. Un cadre d'intervention planifié

Dans la plupart des cas examinés le déroulement d'une translocation de poussins de Procellariiformes implique :

(i) Une connaissance préalable approfondie de la biologie de l'espèce,

(ii) La sélection puis l'aménagement d'un site de lâcher sur lequel il est décidé de créer une nouvelle colonie ou d'y renforcer une autre déjà active,

(iii) L'identification d'une ou de plusieurs colonie(s) source sur lesquelles un suivi de la reproduction est mis en place et comprenant un nombre minimum de terriers dans lesquels le poussin sera accessible dans une proportion d'environ trois terriers par poussin collecté,

(iv) La sélection des poussins sur la base de la longueur de l'aile et du poids, critères évalués à deux reprises avant la collecte,

(v) L'acheminement en moins de 24 heures de la totalité des poussins dans leur terrier respectif sur la colonie d'accueil,

(vi) Une période de nourrissage et de surveillance prolongée jusqu'à l'envol et dont la durée varie selon l'espèce,

(vii) Le suivi de la colonie d'accueil sur au minimum une dizaine d'années au-delà du dernier transfert.

Concernant les objectifs, l'analyse bibliographique montre qu'il y a eu tout d'abord les translocations menées en tant qu'expérimentations dont les résultats ont permis de tester puis de valider une technique. C'est ainsi que le calendrier de la collecte, les critères de sélection, le nourrissage artificiel, la conception des terriers artificiels, le conditionnement des poussins pendant les transferts, *etc.* ont été mis au point et ont continué d'être améliorés par la suite.

Un programme de translocation élaboré dans le cadre du plan de restauration d'un site ou d'une espèce menacée ne comporte pas nécessairement d'objectifs clairs, énoncés au moyen d'indicateurs chiffrés, affichés dès le commencement du programme. En effet la définition d'objectifs trop restrictifs peut se révéler contre-productive.

Dans de nombreux exemples néo-zélandais, le but affiché est l'établissement d'une population autonome et durable sans échéance particulière pour y parvenir (Gummer & Stewart 2015). Ce manque volontaire de précision sur le terme envisagé permet d'éviter l'abandon d'un projet dont la durée aurait été sous-estimée, ce qui équivaudrait à la perte de tous les efforts investis.

Les exemples de *Pachyptila turtur*, *Pterodroma gouldi* et *Puffinus huttoni* respectivement sur Mana, Matakohe et Kaikoura où deux épisodes de translocation ont été espacés de onze, six et quatre ans prouvent que dans le domaine des translocations de Procellariiformes, qui ne poursuivent pas de but expérimental, l'obligation de résultat prévaut sur une obligation de moyens ou toute considération d'ordre comptable. Ceci se justifie par le manque de recul sur la réelle portée de ces programmes sur le long terme, la seule échelle pertinente pour des espèces longévives.

Le nombre moyen d'opérations de transfert par programme (3) apparaît minoré si l'on considère que deux des trois translocations comportant un transfert unique ont été menées à titre expérimental et que la troisième correspond au premier transfert d'un programme qui a débuté en 2015 à Hawaii.

Le format de quatre transferts correspond ainsi davantage à une translocation « type » conduite dans le cadre d'un projet de conservation ou de restauration. La dimension d'un programme, i.e. à la fois le nombre de transferts et le nombre de poussins par transfert, doit être définie en amont, en fonction des objectifs et des contraintes tenant compte en particulier de la démographie de l'espèce considérée.

Le principe du dimensionnement de cet effort est d'identifier les « pertes en ligne » à chacune des étapes clefs du déroulement du programme de translocation. En partant du noyau de reproducteurs que l'on souhaiterait recruter aux commencements de la nouvelle colonie, il s'agit d'évaluer, compte tenu de la survie et de la dispersion, quel sera le nombre d'envols nécessaires au sein de chacune des cohortes transférées pour arriver à ce seuil.

Le nombre escompté de poussins à l'envol définit lui-même le nombre de poussins à mesurer, le nombre de terriers à visiter, *etc.* Avec le recul d'une vingtaine d'années d'expérience, les projets néo-zélandais tendent à considérer qu'un contingent de 200 poussins transférés sur une durée de trois ou quatre ans constitue un nombre idéal, avec des taux de retour atteignant 20 % (Gummer 2013). Ces recommandations fixent toutefois la limite à 50 poussins pour la première opération de transfert envisagée comme un rodage.

Un examen au cas par cas, espèce par espèce, révèle que le nombre optimal de transfert correspond généralement au nombre d'années avant les premiers retours. Ceci s'explique par le rôle prépondérant de l'interaction sociale dans le processus de recrutement voire d'imprégnation.

2.1.3.1.2. Un ensemble de méthodes et de techniques spécifiquement dédiées

- **Sélection et capture des poussins**

Dans sa première phase, avant l'envol des poussins transférés, et dans la seconde, jusqu'à leur recrutement, une translocation met en œuvre une série de techniques spécifiquement dédiées qui visent à optimiser chacune des étapes précédemment identifiées.

Ainsi, la sélection précise des individus à transférer a pour but de réduire à son minimum la période de nourrissage artificiel qui expose les poussins à des risques d'infection et de blessures lors des manutentions et à d'éventuels problèmes métaboliques liés à l'absorption d'une nourriture de substitution (Jensen *et al.* 2015). C'est également le moyen d'optimiser la survie au sein des cohortes transférées en choisissant les individus en meilleure condition. La sélection oblige généralement à visiter au moins trois fois plus de terriers que le nombre de poussins désiré (Gummer 2013).

La capture du poussin peut être facilitée lorsqu'avant l'émergence celui-ci se rapproche de l'entrée de son terrier (Imber *et al*. 2003) mais l'aménagement préalable d'une trappe de visite permettant d'accéder à la chambre d'incubation permet d'optimiser toutes les opérations en amont du transfert depuis la reconnaissance jusqu'à la collecte en passant par la pré-sélection.

Le stade optimal recherché lors de la collecte se situe après que le poussin a atteint son poids maximum et avant qu'il ne sorte de son terrier. Cette fenêtre correspond à une fourchette d'âge qui doit être connue pour chaque espèce. Si la date précise de l'éclosion n'est pas connue, on utilise la longueur de l'aile pliée qui se révèle être la mesure la plus fiable pour rendre compte de l'âge du poussin (Miskelly & Gummer 2013 ; Miskelly *et al*. 2009). Toutefois ce critère n'est généralement pas absolu. Il est croisé avec celui du poids afin d'optimiser le nombre de juvéniles parvenant à l'envol, ainsi que leur survie au cours de leur première année. L'aspect du plumage est évalué en tant que critère de sélection dans le cas de *Pterodroma leucoptera* au moyen d'une cotation de un à dix prenant en compte les différentes parties du corps encore couvertes de duvet (Priddel *et al*. 2006).

Il est à noter que le prélèvement répété de poussins dans les mêmes terriers au cours de transferts successifs ne semble pas affecter le taux d'occupation de ces terriers les années suivantes (Gummer & Stewart 2015).

- **Nourrissage des poussins**

À l'instar de la mesure de l'aile, utilisée désormais comme premier critère de sélection par tous les programmes de translocation, les néo-zélandais ont mis au point une nourriture standard pour l'ensemble des espèces, indépendamment de leur régime alimentaire. Une approche pragmatique dont le but était de s'affranchir des difficultés liées à l'approvisionnement en proies spécifiques et des risques sanitaires associés, rencontrés lors des premières translocations.

Avec une base unique, constituée de sardines en boîte, cette alimentation peut toutefois être amendée afin de répondre au mieux aux exigences de chaque espèce. Les résultats obtenus, tant en termes de condition physique des poussins à l'envol que de leur taux de retour à terre sont similaires à ceux observés sur les colonies naturelles (Miskelly *et al.* 2009 ; Miskelly & Gummer 2013). Toutefois chez les espèces dont les jeunes restent longtemps sur le site d'accueil (e.g. *Pterodroma gouldi*), un régime alimentaire artificiel de plus de 4 à 5 semaines augmente les risques de morbidité et de mortalité (Gummer *et al.* 2014).

- **Attraction sociale**

Jones et Kress (2012) décrivent l'attraction sociale comme la technique alternative permettant d'établir une nouvelle colonie ou d'en restaurer une ancienne lorsque la translocation de poussins est impossible. Cependant la diffusion de vocalisations d'espèces de Procellariiformes sur les sites d'accueil, associée à la translocation de poussins, présente également plusieurs avantages.

En effet cette combinaison permet d'obtenir des résultats plus rapidement en attirant dès le départ des sub-adultes au lieu d'attendre plusieurs années que les poussins transférés atteignent ce stade. En favorisant le recrutement, cette technique permet également d'alléger le nombre de transferts et/ou de poussins par transfert sans compromettre le succès global du programme de translocation. C'est pourquoi la totalité des programmes s'appuie sur le phénomène d'attraction sociale connu chez ces espèces coloniales.

La mise en place de dispositifs acoustiques automatisés diffusant le chant des espèces cible sur les colonies d'accueil est d'ailleurs identifiée comme un élément déterminant dans le succès d'un programme de translocation (Miskelly *et al.* 2009). En l'absence d'étude expérimentale menée en ce sens, plusieurs observations viennent néanmoins corroborer cette hypothèse. Il est par exemple plusieurs fois mentionné que les premiers retours d'individus transloqués se concentrent autour des haut-parleurs à proximité desquels sont découvertes les premières tentatives de reproduction.

En effet, dans le cas de *Pelecanoides urinatrix* sur Mana, sur les 53 tentatives de reproduction avérées dans les années suivant le dernier transfert, 50 se trouvaient dans des terriers naturels situés entre 17 m et 150 m du haut-parleur (Miskelly & Taylor 2004). De même chez *Pterodroma gouldi* sur Matakohe (Mitchell comm. pers. 2016) et *Puffinus gavia* sur Mana (Dent 2008), les premiers signes de retour sur le site d'accueil ont été détectés à chaque fois dans les terriers les plus proches des dispositifs acoustiques.

Dans certains cas, en complément de l'attraction sonore, la technique dite de l'occupation « forcée », consistant à capturer les individus trouvés au sol pour les placer dans les terriers artificiels du site d'accueil, permet d'améliorer et d'orienter le recrutement. Cette mesure se justifie notamment lorsque des problèmes de compétition apparaissent sur certaines zones ou pour certains terriers et a été utilisée, en particulier, dans le cadre de la gestion intensive d'espèce rares ou menacées telles que *Pterodroma axillaris* (Gummer et al. 2015).

2.1.3.2. Évaluation, bilan et enseignements des translocations

- **Évaluation des opérations de translocation**

Il est important de rappeler qu'un transfert, limité dans la durée, s'évalue en termes de survie des jeunes entre le moment de la collecte sur leur colonie d'origine et leur envol du site de lâcher. Alors que l'évaluation d'un programme de translocation porte essentiellement sur le nombre d'adultes recrutés constituant l'effectif reproducteur de la (nouvelle) colonie. Si le taux d'envol par transfert est généralement connu avec précision, celui du nombre de retours l'est beaucoup moins.

La connaissance de ce paramètre dépend essentiellement de l'effort de recherche mis en place sur le site d'accueil dans le cadre du suivi post-transfert, qui n'est généralement pas constant et peu standardisé entre les différents programmes, ne permettant ainsi pas de véritables comparaisons.

Au cas par cas, il est néanmoins possible d'observer quelques tendances générales en distinguant le recrutement des individus issus des cohortes transférées de celui des immigrants.

On observe ainsi que

- En moyenne, les taux de recapture sont similaires pour les individus transférés et ceux non transférées (19,5% *vs* 20,1%), chez *Pachyptila turtur* sur Mana (Miskelly & Gummer 2013) ;
- Le taux de retour augmente graduellement d'une année à l'autre entre chaque cohorte transférée (e.g. *Pachyptila turtur*, *Puffinus gavia*, *Puffinus huttoni*, *Pterodroma cahow*) ;
- Le taux de retour augmente considérablement entre la génération zéro — les individus transloqués — et la première génération, i.e. les premiers poussins élevés naturellement sur le site d'accueil (e.g. *Puffinus gavia*, *Puffinus huttoni*, *Pelecanoides urinatrix*, *Pterodroma cahow*).

La première constatation permet d'affirmer que non seulement la survie des individus transférés n'est pas compromise par l'alimentation artificielle, mais qu'elle serait améliorée. Miskelly & Gummer (2013) avancent en effet l'hypothèse d'une similitude fortuite entre ces deux valeurs, résultant de l'antagonisme entre une dispersion plus importante chez les individus transloqués compensée par une meilleure survie.

Le second constat fonde l'hypothèse selon laquelle les premiers retours favoriseraient les suivants via les processus d'interaction sociale.

Enfin, la dernière observation établit clairement que, sur un même site, chez les individus transférés, l'attachement au site reste en moyenne nettement inférieur à celui manifesté par les poussins non transférés, chez qui il est proche de 100 %. Ceci démontre que les mécanismes à l'origine du phénomène d'imprégnation nous échappent encore largement.

Sexe des individus retournés sur la colonie d'accueil

Très peu d'études font mention du sexe des individus retournés sur la colonie d'accueil. Cette information, avec le *sex-ratio* qui en découle semble pourtant de première importance dans la probabilité d'établir une nouvelle colonie.

Parmi les cinq premiers retours de *Pterodroma leucoptera* constatés en 2002-3 sur Boondelbah, le sexe-ratio était de quatre mâles pour une femelle. Depuis 2003, sur les 21 couples installés dans les terriers artificiels de la même colonie d'accueil, 10 individus étaient issus des cohortes transférées dont neuf mâles et une seule femelle et tous étaient appariés avec des partenaires non transférés (Priddel *et al*. 2006). Par la suite cette proportion est passée à 13 mâles pour 14 individus sexés (Carlile. comm. pers. 2012 *in* Miskelly & Gummer 2013).

Cette disparité, au début, imputable à une maturité sexuelle plus tardive chez les femelles de cette espèce (Priddel *et al*. 2006), pourrait s'expliquer par une variation du patron de dispersion liée au sexe constatée chez plusieurs Procellariiformes. Alors que les mâles ont tendance à revenir au plus près de leur terrier d'origine, les femelles se montrent davantage sujettes à une forme de dispersion (Brooke 2004).

Ce décalage pourrait être un des mécanismes permettant de remédier au risque de consanguinité théoriquement associé aux espèces philopatriques (Moore & Ali 1984). Dans le cas présent il permet surtout de mieux comprendre les modalités de la création d'une nouvelle colonie et nous alerte sur le risque d'un manque d'efficacité de la translocation de poussins comme unique moyen pour y parvenir. L'attraction sociale apparaît en effet indispensable pour attirer les femelles dont l'origine n'est pas nécessairement parmi les cohortes transférées.

L'exemple, plus récent, de *Pterodroma pycrofti* sur Cuvier Island vient appuyer cette hypothèse. Sur les 37 individus établis sur Cuvier Island, 22 proviennent des cohortes transférées et 15 sont des immigrants. Un *sex-ratio* biaisé en faveur des mâles à été constaté parmi les premiers alors que la plupart des immigrants sont des femelles (Taylor 2010).

Facteurs extérieurs de réussite

La réussite d'une translocation semble influencée par d'autres facteurs extérieurs.

Proximité d'une colonie existante. Buxton *et al.* (2014) ont montré que dans le cas de la restauration des colonies d'oiseaux marins, le facteur prépondérant dans la réussite de tels projets, était la proximité d'une colonie existante dans un rayon de 25 km.

Tendance démographique de la colonie. À ce constat s'ajoute le fait que, selon les mêmes auteurs, il est presque impossible de créer ou de restaurer une colonie dans le contexte général du déclin d'une espèce à l'échelle de sa population ou de l'ensemble de ses métapopulations. La translocation apparaîtrait ainsi comme une technique applicable uniquement aux espèces dont la tendance démographique serait déjà à la hausse ou tout au moins ayant cessé de décliner, ce qui est le cas pour neuf des quatorze espèces concernées par cette étude.

Survie des jeunes. En plus de ces deux éléments il convient de s'interroger sur le poids d'autres facteurs tels que la survie des jeunes avant leur premier retour à terre. Dans l'exemple de *Pelecanoides urinatrix* sur Mana, il semble que le faible taux de retour des individus transférés corresponde au plus important épisode de mortalité pour cette espèce depuis 1940, date à laquelle a été mis en place sur le littoral néo-zélandais un réseau de veille des échouages d'oiseaux marins (G. Taylor *in* Miskelly & Taylor 2004).

Ainsi l'installation d'une colonie sur le site d'accueil reste fortement soumise, au moins dans ses débuts, à la stochasticité environnementale. Entre l'envol et le premier retour à terre la survie des jeunes est comprise entre 28 et 38 % chez *Pterodroma cahow* (Madeiros *et al.* 2014), et généralement évaluée à 33% chez la plupart des représentants du genre *Pterodroma*. Ce paramètre conjugué à celui de la dispersion influence directement le recrutement des individus issus des cohortes transloquées.

C'est sans doute la raison pour laquelle les meilleurs résultats en termes de taux de retour correspondent, ici, aux quatre espèces les plus rares du genre *Pterodroma* présentant chacune un effectif reproducteur isolé sur une aire d'occurrence réduite et bénéficiant d'une gestion intensive. Par exemple, *P. magentae* dont toute la production en jeunes, soit 21 poussins en 2007 et 2008, a été transférée sur un site adjacent a montré un taux de retour de 70% sur les deux premières années (M. Bell comm. pers. *in* Jacobs *et al.* 2015). En l'absence d'un taux de survie suffisant de ces cohortes, la croissance de la colonie ne pourra être assurée que par un taux d'immigration conséquent comme ce fut le cas dans l'exemple précédemment évoqué de *Pelecanoides urinatrix* sur Mana Island (Miskelly & Taylor 2004), à condition toutefois de disposer d'une colonie source suffisamment prospère et dans un périmètre relativement proche.

Taille de cette colonie. La taille de cette colonie pourrait être un quatrième facteur déterminant dans le succès d'une translocation. Dans le cas d'une colonie très importante dépassant ses « voisines » de plusieurs ordres de grandeur, l'effet d'attraction d'une telle colonie serait susceptible de parasiter le recrutement au sein des colonies avoisinantes dont celles accueillant des translocations. Une telle situation a été rencontrée pour *Pachyptila turtur* sur Mana Island située à 80 km de Stephens Island d'où provenaient les 240 individus transférés et où l'effectif nicheur pour cette espèce est estimé à 1,8 millions de couples. Non seulement cette différence de taille pourrait avoir pesé dans le retour de 25 individus sur la colonie source contre 20 sur la colonie d'accueil, mais semblerait surtout déterminante dans le très faible taux d'immigration et ce malgré l'utilisation de l'attraction sonore mise en place dix ans avant le premier transfert (Gummer *et al.* 2015).

Dans tous les cas l'absence de colonies avoisinantes représente un handicap qui doit être compensé par un nombre plus élevé de transferts et de poussins. À ce titre, l'exemple de Cape Sanctuary avec *Pterodroma cookii* constitue un niveau de plus dans l'ambition affichée par un programme de translocation. Il s'agit en effet de la première translocation effectuée à plus de 200 km de la colonie source qui est également la colonie la plus proche. Dans ce cas de figure

la tentative se justifie, en plus de la présence ancienne de l'espèce sur ce site, par la proximité de la zone d'alimentation en mer utilisée par la population source (Rayner *et al.* 2008).

Distance au rivage. Cependant, d'un point de vue démographique, la population devra *a priori* s'établir essentiellement à partir du recrutement des individus transférés. La distance au rivage du site d'accueil est également un facteur à prendre en compte. Ce paramètre conditionne le degré d'isolement de la future colonie vis-à-vis d'éventuels prospecteurs dont le nombre devrait logiquement décroître avec l'augmentation de cette distance.

Saisonnalité de la reproduction. Enfin, la saisonnalité de la période de reproduction peut également jouer un rôle déterminant dans les chances de succès d'une translocation. Une espèce qui présente sur ces différentes colonies un cycle de reproduction synchrone augmente les chances de succès d'une éventuelle translocation.

- **Deux écueils à surmonter**

De par le fondement même de leur démarche, les translocations de Procellariiformes doivent surmonter deux principaux écueils.

- Le premier réside dans la difficulté à reproduire des processus naturels dont la maîtrise et la compréhension scientifique demeurent incomplètes. L'imitation, et l'approche expérimentale, ont tour à tour permis de progresser dans le nourrissage des poussins et l'appréhension du phénomène d'imprégnation, un point essentiel dont on ne saisit pourtant pas encore tous les aspects.
- L'autre défi d'une translocation est de parvenir à déclencher une dynamique au moyen d'un « forçage » par lequel le changement qualitatif, l'apparition d'une colonie ou l'inversion d'un déclin, reste essentiellement soumis à des aspects quantitatifs comme le nombre de prospecteurs. C'est par la compréhension intime des processus biologiques en action que l'on peut espérer réduire cette quantité d'effort à fournir mais seulement jusqu'à un certain point probablement incompressible.

2.1.4. PRÉSENTATION ILLUSTRÉE DES EXPÉRIENCES NÉO-ZÉLANDAISES

Comme précisé plus haut, la Nouvelle-Zélande constitue un pays leader en particulier dans le Pacifique en matière de conservation et de la restauration des populations d'oiseaux marins, à la fois à des fins strictes de conservation de la biodiversité, mais également de restauration des fonctions écosystémiques essentielles.

Dans le cadre du programme TRANSLOC-PETREL, des échanges réguliers avec les équipes et partenaires néo-zélandais, ainsi que des visites de sites en Nouvelle-Zélande ont été réalisés, de façon à comprendre et identifier les différentes approches mises en œuvre en matière de translocation d'oiseaux marins, mais également en matière d'autres interventions ou dispositifs artificiels visant à accompagner la restauration ou la création de colonies.

De façon globale, quatre axes/approches sont principalement développés, généralement en synergie :

- Éradication/contrôle des prédateurs introduits (îles et « continent »)
- Protection contre les prédateurs introduits (fencing sur le « continent »)
- Attraction des oiseaux marins et/ou dynamisation des colonies (diffusion de vocalisation, terriers artificiels)
- Opération de translocation d'individus

Nous présentons ici brièvement et de façon illustrée quelques-unes de ces méthodologies.

Les acquis liés à ces échanges et ces expériences sont intégrés dans l'étude de faisabilité et les propositions d'opérations pilotes élaborées à l'issue du projet, adaptées au contexte particulier de la Nouvelle-Calédonie (autres espèces et surtout contexte d'impact des activités minières).

2.1.4.1. Éradication et contrôle des prédateurs introduits

En Nouvelle-Zélande, la plupart des opérations de restauration de la biodiversité s'accompagnent d'opérations de lutte contre les prédateurs introduit, qu'il s'agisse d'éradication totale sur des îles et îlots de superficie faible ou moyenne ou de contrôle (diminution des densités) sur les grandes îles.

Figure 2 : Pièges létaux à chats et mustélidés/rats utilisés pour éradiquer puis prévenir la réinvasion par les prédateurs introduits sur l'île Great Mercury

2.1.4.2. Protection contre les prédateurs introduits : exclos ou « fencing »

La mise en place d'une clôture étanche aux prédateurs terrestres — technique connue sous le terme anglais de « fencing » — est une pratique de plus en plus répandue dans le domaine de la conservation.

Qu'il s'agisse de la sauvegarde des espèces menacées ou, plus généralement, de la restauration du fonctionnement originel des écosystèmes, cet aménagement vise dans chacun des cas à reproduire certaines des conditions de l'insularité indispensables à la pérennité des populations d'espèces que l'on souhaite maintenir dans l'espace ainsi délimité.

Par l'installation d'une barrière physique, étanche et continue, sur l'ensemble de son périmètre le gestionnaire agit essentiellement en diminuant drastiquement le risque d'invasion — ou de ré-invasion — de prédateurs terrestres indésirables, généralement introduits. Si ce cloisonnement artificiel tient lieu, pour une part, d'isolement — tel qu'on le rencontre naturellement sur une île — il ne le reproduit pas totalement.

En résumé, le fencing constitue le « degré zéro » de l'insularité : sa fonction protectrice est essentielle mais pas suffisante. C'est pourquoi s'y ajoutent généralement, en tant que mesures préventives, un effort de piégeage permanent et une veille écologique accrue sur l'ensemble du territoire clôturé. D'une certaine manière, ces mesures se substituent à « l'épaisseur » de la barrière océanique en termes de distance au continent exprimant l'isolement géographique de chaque île.

De par sa situation biogéographie originale, particulièrement exposée aux menaces des invasions biologiques, et son engagement précurseur dans la conservation, c'est sans aucun doute en Nouvelle-Zélande que l'on dispose à la fois de l'éventail de situations le plus complet et du recul le plus important sur cette mesure de conservation.

Ces exclos ont généralement été mis en place sur les grandes îles habitées (Île du Nord, Île du Sud, Île Chatham). Deux configurations principales sont rencontrées : la création d'une « île » au milieu du continent (e.g., Zealandia ; Fig. 3) ou la fermeture de presqu'îles (e.g., Tawharanui ; Fig. 4).

Les exclos sont généralement accessibles au public soit uniquement à pied soit possiblement en voiture. Les plus grands exclos peuvent atteindre 3400 ha avec un périmètre de clôture de 47 km (Maungatautari).

Les clôtures ont été conçues de façon à empêcher les espèces capables de creuser de pénétrer dans l'exclos grâce à une prolongation du grillage sous la surface du sol. Leur hauteur est supérieure à la hauteur maximale de saut des différentes espèces susceptibles de tenter de pénétrer et une gouttière renversée métallique installée à leur sommet permet d'empêcher les espèces capables de grimper au grillage de passer par-dessus.

Un réseau de pièges est maintenu pour prévenir toute ré-infestation.

Figure 3 : Exclos de Zealandia (Wellington) dont l'intérieur n'est pas accessible en voiture et son dispositif explicatif des clôtures contre les mammifères introduits

Figure 4 : Exclos de Tawharanui accessible en voiture et réseau de pièges anti-ré-infestation

2.1.4.3. Dispositifs artificiels d'attraction des oiseaux marins

Une fois les sites sécurisés vis-à-vis des prédateurs introduits, les populations d'oiseaux marins sont restaurées tout d'abord en fournissant un habitat favorable (terriers artificiels ou « nest-boxes ») et en attirant différentes espèces grâce à la diffusion de chants pré-enregistrés (Fig. 5, 6, 7).

Figure 5 : Restauration des populations d'oiseaux marins à Tawharanui via la diffusion de vocalisations, l'installation de terriers artificiels et la mise en place de silhouettes

Figure 6 : Terriers artificiels mis en place à Tawharanui pour accueillir les pétrels à face grise (Pterodroma gouldi)

Figure 7 : Système d'attraction sonore et terrier artificiel installés sur l'île Mana pour le puffin volage (Puffinus gavia) et le prion colombe (Pachyptila turtur)

2.1.4.4. Opérations de translocation

Afin d'accélérer la restauration des populations d'oiseaux marins et d'augmenter les chances de succès, il est possible d'avoir recours aux translocations. Comme indiqué plus haut, la Nouvelle-Zélande est le pays qui a vu se réaliser le plus de programmes de translocation d'oiseaux marins, en particulier de Procellariidés.

L'île de Mana est un des premiers sites d'accueil de translocation de Procellariidés en Nouvelle-Zélande et a accueilli trois espèces : le pétrel plongeur (*Pelecanoides urinatrix*), le prion colombe et le puffin volage (cf. synthèse bibliographique ; Fig. 8). Elle sera le site d'accueil d'une quatrième espèce en 2018 : l'océanite frégate (*Pelagodroma marina*), dont ce sera le premier programme de translocation (Fig. 9).

Figure 8 : Colonies d'accueil des poussins de puffin volage (3 photos du haut) et de prion colombe (3 photos du bas) transférés lors des programmes de translocation sur l'île de Mana

Figure 9 : Préparation de terriers artificiels en vue de la translocation d'océanites frégates (Pelagodroma marina) sur l'île de Mana : transport sur l'île puis montage des terriers artificiels.

2.2. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LE PÉTREL DE TAHITI AU DÉBUT DE CETTE ÉTUDE

Nous présentons dans cette partie, une synthèse des connaissances scientifiques, disponibles concernant le pétrel de Tahiti, au démarrage du programme Transloc-Pétrels.

Ces éléments concernant une espèce atypique, cryptique et mystérieuse, ont été complétés depuis et continuent à l'être, via ce programme et d'autres projets connexes.

Quoi qu'il en soit le programme Transloc-Pétrels aura largement contribué à dynamiser les travaux sur cette espèce, tant au niveau local (Nouvelle-Calédonie) qu'au niveau international (vu la rareté des études engagées ailleurs dans le Pacifique).

Ces travaux se poursuivent actuellement notamment via la thèse de doctorat en cours d'Angélique Pagenaud (IRD/UNC).

2.2.1. SYSTÉMATIQUE ET RÉPARTITION GLOBALE

Le pétrel de Tahiti appartient au genre le plus menacé des oiseaux marins. En effet, cinq des six espèces que comprend le genre *Pseudobulweria* Mathews, 1936 sont, sont déjà éteintes pour deux d'entre elles (Gangloff *et al*. 2012), ou en danger critique d'extinction pour les trois autres (Tableau 4) : *Pseudobulweria aterrima* (Bonaparte, 1857), *Pseudobulweria becki* (Murphy, 1928) et *Pseudobulweria macgillivrayi* (Gray, 1860).

Tableau 4 : Espèces actuelles appartenant au genre* Pseudobulweria *et leur état de conservation selon les catégories de l'IUCN

Evalué par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature en catégories (Cat. UICN) « Quasi menacé » (NT) et « En danger critique » (CR). P. rotrata est scindé en deux sous-espèces. La sous-espèce calédonienne trouessarti apparaît comme le taxon numériquement le plus important pour le genre.

***Pseudobulweria* sp.**	**Répartition**	**Cat. UICN**	**Effectif (année)**	**Source**
P. aterrima	Ile de la Réunion	CR	33 ind. (2012)	Shirihai *et al*. 2014
P. becki	Nouvelle-Irelande (Papouasie-NG)	CR	58 ind. (2012)	Bird 2012
P. macgillivrayi	Ile de Gau (Fidji)	CR	< 50 cpl. (2009)	Shihirai *et al* 2009
P. rostrata rostrata	Samoa américaines, Polynésie, Fidji	NT	Non évalué <10000 cpl	BirdLife International 2012
trouessarti	Nouvelle-Calédonie		1000-5000 cpl. (2001)	Bretagnolle 2001 in Villard *et al* 2006 Brooke 2004

Les populations connues de pétrels de Tahiti se répartissent sur quelques archipels du Pacifique Sud tropical, de la Polynésie française (Gambier, Marquises, Société), des Fidji (Gau, Taveuni), des Samoa américaines (Ta'u, Tutuila) et en Nouvelle-Calédonie où réside la sous-espèce *P. rostrata trouessarti* (Brooke 2004).

La différenciation des populations du pétrel de Tahiti en deux sous-espèces a été établie à partir de caractéristiques morphologiques prenant en compte l'épaisseur du bec plus importante chez les oiseaux de Nouvelle-Calédonie (De Naurois 1979 *in* Villard *et al.* 2006).

Cette distinction semble néanmoins remise en question par des arguments phylogénétiques (Gangloff *et al.* 2012).

Quoiqu'il en soit, au vu des estimations des différentes populations connues, la Nouvelle-Calédonie détient probablement l'effectif reproducteur numériquement le plus important pour l'espèce et par-delà une responsabilité dans la conservation de la lignée phylétique que constitue le genre *Pseudobulweria*.

Il est toutefois essentiel de garder l'esprit à ce stade que les tailles de populations indiquées par la bibliographie, demeurent très largement spéculatives, voire largement sujettes à caution, dans la mesure où il ne s'agit le plus souvent que d'estimations basées sur des extrapolations à partir d'oiseaux observés ou contactés, et pas d'effectifs reproducteurs.

2.2.2. LOCALISATION DES POPULATIONS NÉO-CALÉDONIENNES

En Nouvelle-Calédonie, le pétrel de Tahiti est essentiellement connu sur la Grande-Terre où il fréquente notamment les reliefs de la chaîne jusqu'à 1200 m d'altitude. Sa présence régulière y est avérée, tant par son activité vocale que par la fréquence de ses restes dans les fèces de *Felis catus* ou encore la découverte de cadavres. Cependant les preuves de sa reproduction sont nettement plus rares.

Ainsi, alors que sa présence est mentionnée sur 22 sites (Bretagnolle 2001, Baudat-Franceschi 2006, Delelis *et al.* 2007, Spaggiari *et al.* 2007, Le Breton 2008a,b, Duval 2009, Le Breton & Desmoulins 2010, Debar & Pelizzo 2014, Palmas *et al.*, 2017, cette étude ; Figure 3), la reproduction n'est avérée que sur 4 sites (Bretagnolle 2001, Spaggiari & Barré 2004, Spaggiari *et al.* 2007, Le Breton 2008a,b, cette étude).

De même l'espèce est mentionnée comme nicheuse sur 22 îles et îlots des lagons néo-calédoniens (Pandolfi & Bretagnolle 2002, Baudat-Franceschi 2006, Baudat-Franseschi 2009, Baudat-Franceschi *et al.* 2009, Baudat-Franseschi 2011, Baudat-Franceschi 2012 ; Annexe 3) mais la reproduction n'est réellement avérée de façon incontestable que sur 5 d'entre eux (Baudat-Franceschi 2006, Baudat-Franseschi 2009, Baudat-Franceschi *et al.* 2009, Baudat-Franseschi 2011, Baudat-Franceschi 2012, cette étude).

Il est alors évident que les estimations des effectifs reproducteurs sont largement spéculatives. Ainsi une étude menée en 2007 sur le massif du Koniambo, faisant état d'une population nicheuse comprise entre 200 et 400 couples, indique 33 colonies de cinq à dix terriers potentiels, mais au final, sans attester d'une seule reproduction en cours dans aucun de ces terriers (Delelis *et al.* 2007).

De même, la population reproductrice dans le Grand Lagon Sud est estimée à environ 100 couples (Pandolfi Benoit & Bretagnolle 2002) alors que seulement une vingtaine de couples reproducteurs ont été réellement identifiés (Baudat-Franceschi 2012).

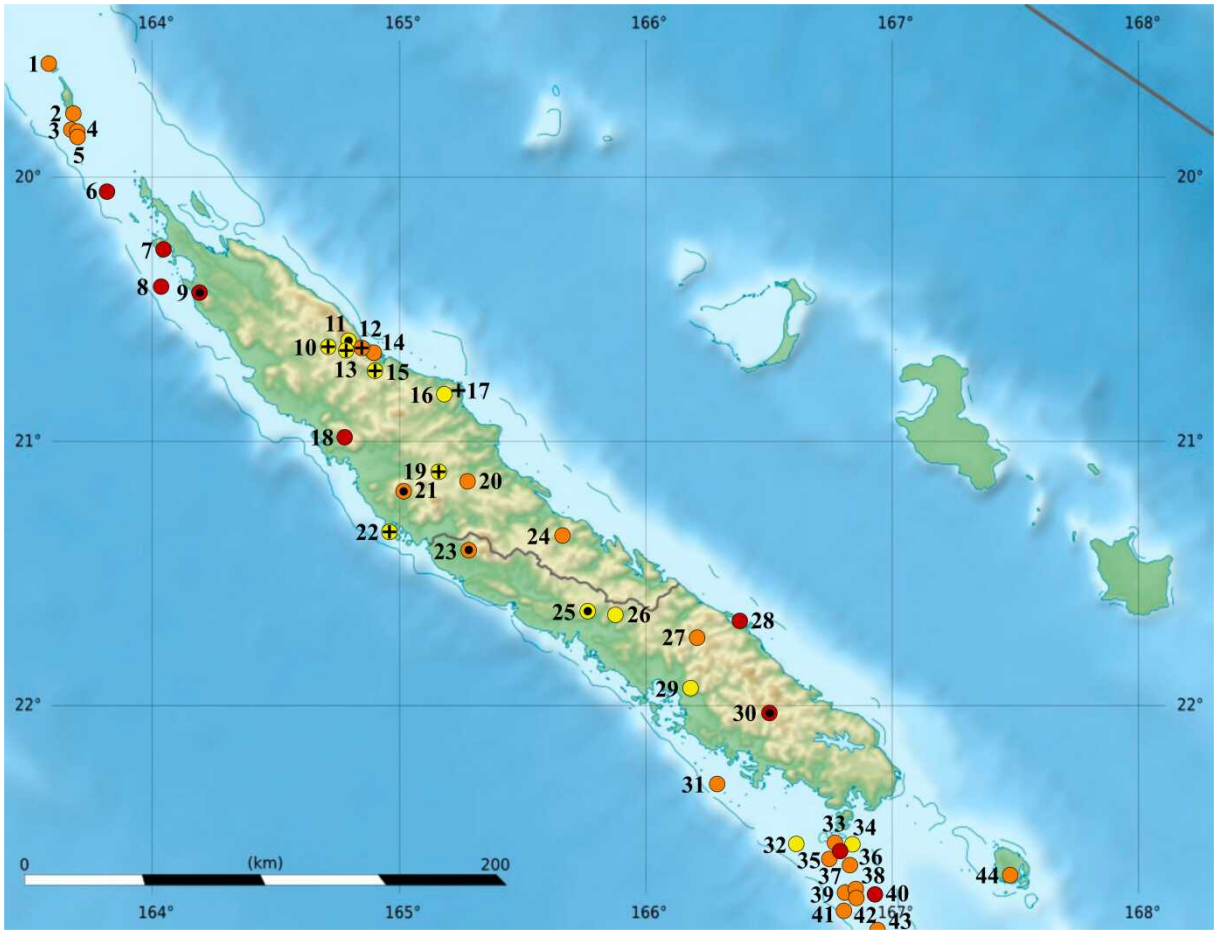

Figure 10 : État des connaissances sur la distribution du pétrel de Tahiti en Nouvelle-Calédonie

En rouge, orange et jaune sont représentés les sites de reproduction certaine (découverte de terriers avec des indices de reproduction : adultes au terrier, œuf ou coquille, poussin ou duvet), probable (forte activité vocale, chants d'oiseaux posés, forte présence dans les fèces de chats harets) et possible (faible activité vocale, découverte de cadavres isolés, faible occurrence dans les fèces de chats harets) respectivement ; les points noirs indiquent les sites où des restes de pétrels ont été trouvés dans des fèces de chats harets ; les croix noires figurent les sites où des cadavres ont été découverts. (1) : île Phwoc ; (2) : île Aar ; (3) : île Dau Âc ; (4) : îlot Tuulan ; (5) : îlot Tiéna Malé ; (6) : île Yandé ; (7) : massif de Poum ; (8) : Tiam' bouène ; (9) : massif de Tiébaghi ; (10) : Ouayaguette ; (11) : massif du Mont Panié (La Guen) ; (12) : Roches de la Ouaième ; (13) : Haut Coulna ; (14) : Wâjik ; (15) : Tiédanite ; (16) : massif des Lèvres ; (17) : Touho ; (18) : massif du Koniambo ; (19) : Forêt Plate ; (20) : massif de l'Aoupinié ; (21) : massifs de Kopéto et du Paéoua ; (22) : presqu'île de Pindaï ; (23) : Mont Krapé ; (24) : hautes vallées des rivières Néaoua, Koua et Kouaoua ; (25) : parc des Grandes Fougères ; (26) : Monts Rembaï et Canala ; (27) : massif du Pic Ningua ; (28) : îlot Némou ; (29) : Opoué ; (30) : massif des Monts Dzumac ; (31) : îlot Signal ; (32) : îlot Rédika ; (33) : îlot Uo ; (34) : îlot Pouemba ; (35) : îlot Vua ; (36) : îlot Mato ; (37) : îlot Iéroué ; (38) : îlot N'gé ; (39) : îlot Ua ; (40) : îlot N'do ; (41) : îlot Kouaré ; (42) : îlot Gi ; (43) : îlot N'da ; (44) : Pic N'gâ (île des Pins).

Des sessions de prospection et de recensement du pétrel de Tahiti, utilisant la méthode des points d'écoutes, ont été menées en Nouvelle-Calédonie sur différents sites miniers ainsi que sur les Roches de la Ouaième et Mato. Un bilan succinct de chacune de ces sessions (Tableau 5) permet de constater l'absence d'activité vocale sur deux sites différents (Kopéto et Tiébaghi) à deux intervalles rapprochés (respectivement du 12 au 14 et du 20 au 23 octobre 2015).

Tableau 5 : Récapitulatif des sessions d'écoute nocturne réalisées dans d'autres études

L'indice d'activité (Ind. act.) calculé pour chaque session à partir du nombre total de contacts (Nb. cont.) et de la durée totale de l'écoute en minutes (Ecoute T.) est exprimé en nombre de contacts par dizaine de minutes. Le nombre de points d'écoute (Nb. Pts) et le nombre de nuits (Nb. Nuits) renseignent sur l'effort d'écoute. La session sur Mato avait pour principal objectif la localisation des chanteurs plutôt qu'un suivi d'activité, c'est pourquoi le nombre total de contacts indiqué est une valeur a minima.

Site	Période	Ind. act.	Nb. cont.	Nb. Nuits	Nb. Pts	Ecoute T.	Sources
Koniambo	26 janv.-6 fév. 04	1,79	134	8	75	750	Spaggiari & Barré 2004
Koniambo	17-29 janv. 07	2,84	224	8	79	790	Delelis et al 2007
	12-23 fév. 07	3,93	310	10	79	790	
	8-21 mar. 07	3,50	276	9	79	790	
Roches de la	2-5 nov. 10	25,6	1045	3	5	415	Duval 2013
Ouaième	20-21 nov. 10	19,3	299	1	1	155	
Mont Krapé	20-23 oct. 14	0,10	75	3	12	720	Debar & Pelizzo 2014
Dent de Poya	23-29 oct. 14	0,01	2	6	24	1440	
Thio Plateau	13-14 août 15	0,13	4	1	5	300	Chaillon & Gérard *unpubl*. 2015
Kopeto	12-14 oct. 15	0,00	0	2	16	153	
	26-28 oct. 15	0,06	2	2	15	349	
Tiébaghi	20-23 oct. 15	0,00	0	3	27	585	
	30 nov.-3 dec. 15	0,81	37	3	22	454	
Mato	23-26 nov. 15	> 2,23	> 107	3	25	480	

2.2.3. MENACES AVÉRÉES ET POTENTIELLES

En Nouvelle-Calédonie, les populations de pétrel de Tahiti sont impactées par plusieurs types de menaces.

Chats harets. Tout d'abord, sur l'ensemble de la Grande-Terre, la présence de chats harets *Felis catus*, représente un impact majeur, révélé par le taux d'occurrence des restes de pétrels dans les fèces pouvant atteindre 7,82 % comme sur le massif minier de Tiébaghi (Palmas *et al*. 2017).

Chiens ensauvagés. Les chiens ensauvagés *Canis familiaris* Linnaeus, 1758 qui constituent une menace pour certaines espèces de l'avifaune endémique telle que *Rhynochetos jubatus* (Hunt *et al.* 1996) est aussi capable de déloger les pétrels de leur terrier (Baudat-Francheschi 2006). D'autres populations férales d'espèces domestiques font également partie des prédateurs occasionnels de Procellariidés.

Cochons féraux. L'impact avéré des cochons féraux *Sus scrofa* Linnaeus 1758 sur l'avifaune locale nichant au sol a été incriminé dans la disparition de *Gallirallus lafresnayanus* (Ekstrom *et al*. 2002). Cette espèce au régime alimentaire éclectique et opportuniste est à la fois connue pour consommer des oiseaux marins (Rudge 1976) et décrite comme une espèce susceptible d'impacter les colonies de pétrels dans plusieurs écosystèmes insulaires où elle a été introduite (Brooke 2004, Madeiros *et al.* 2012).

Rongeurs. Trois espèces de rongeurs introduites *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769), *Rattus rattus* (Linnaeus 1758) et *Rattus exulans* (Peale 1848), chacune présente sur la Grande-Terre, sont également des prédateurs avérés pour plusieurs espèces de pétrels (Atkinson 1985), bien qu'à ce jour l'impact de ces espèces sur le pétrel de Tahiti reste encore à évaluer.

Cerfs. Des cas de prédation plus inattendus pourraient tout à fait intervenir en Nouvelle-Calédonie avec une importante population de cerfs rusa *Rusa timorensis* (de Blainville, 1822)

atteignant parfois localement des densités de 350 individus par km² (Lefeuvre 2006). Plusieurs exemples de prédation d'oiseaux marins par différentes espèces de cervidés ont en effet déjà été observés (Towns *et al.* 2011). Ce comportement *a priori* atypique chez des espèces herbivores permet de compenser une alimentation carencée en éléments minéraux comme le calcium et le phosphore et ne serait par conséquent pas exceptionnel.

Fourmis introduites. Enfin, parmi les espèces introduites dont l'impact sur les oiseaux marins à déjà été prouvé (Plentovich *et al.* 2009) figurent plusieurs espèces de fourmis invasives présentes en Nouvelle-Calédonie.

Pollution lumineuse. De par son activité à terre exclusivement nocturne, le pétrel de Tahiti, comme de nombreuses espèces de Procellariidés, subit les perturbations engendrées par différentes sources de pollution lumineuse (Reed *et al.* 1985). Cette sensibilité, exacerbée par des conditions naturelles de nébulosité fréquemment rencontrées sur les reliefs des massifs miniers, toucherait tout particulièrement les jeunes parvenus au stade de l'envol, comme c'est le cas à la Réunion avec *Pterodroma baraui* (Jouanin, 1964) (Le Corre *et al.* 2002).

En Nouvelle-Calédonie les cas d'échouage recensés pour le pétrel de Tahiti ne semblent pas concerner de classe d'âge en particulier (Mareschal 2009). Cependant, l'impact de cette pollution sur ces populations calédoniennes demeure encore largement sous-évalué.

Activité minière. D'autres pressions s'exercent sur les populations de pétrels en général et sur celle du pétrel de Tahiti en particulier. La destruction des colonies par l'activité minière est la principale d'entre elles. L'extension prévisible des programmes d'exploitation minière rendue possible par de nouvelles techniques d'extraction permettant de tirer profit de teneurs en nickel de plus en plus faibles (inférieures à 2%) ne fera qu'accentuer cette pression.

Au développement de la mine s'ajoutent celui des infrastructures de réseaux de transport d'énergie et de voies de communication, la construction d'unités de traitement et de terminaux minéraliers, le mitage des milieux naturels par les activités de prospections s'accompagnant de l'ouverture de nouvelles pistes, l'expansion des sources de pollution lumineuse : une accumulation qui mite progressivement l'espace et renforce le caractère probablement irréversible de la disparition du pétrel de Tahiti dans les régions les plus impactées.

2.2.4. BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE DU PÉTREL DE TAHITI

En dehors des grandes lignes communes aux différentes espèces du groupe des Procellariidés, très peu de connaissances spécifiques existent sur le pétrel de Tahiti (au moins moment du démarrage de ce projet).

- **Régime alimentaire**

L'étude des caractères morphologiques menée sur le groupe des pétrels, complétée par des observations réalisées en mer (n=41) ont conduit Spear & Ainley (1998) à classer le pétrel de Tahiti parmi les espèces se nourrissant exclusivement en surface. Ces mêmes auteurs suggèrent un régime alimentaire largement voire exclusivement basé sur la consommation de céphalopodes et plus spécifiquement des restes de calmars, mais cela reste encore à confirmer par des études spécifiques de régime alimentaire.

- **Biologie de la reproduction**

La biologie de la reproduction de l'espèce a été étudiée sur un site unique et un lot réduit de terriers par Villard *et al.* (2006), faisant état d'une durée d'incubation de 55 jours et d'une période d'élevage de 110 jours avant l'envol.

Ces valeurs ont été extrapolées par les auteurs à partir du poids du poussin à l'éclosion (Warham 1990 *In* Villard *et al.* 2006). La périodicité des nourrissages, enregistrée sur une durée de 19 nuits pour deux poussins, semble varier de 1 à 5 jours.

Mais la compréhension globale du cycle biologique de l'espèce et du calendrier de sa reproduction demeure toujours très floue et continue de faire l'objet d'hypothèses concurrentes, avec notamment l'hypothèse d'une reproduction asynchrone tout au long de l'année (Figure 3).

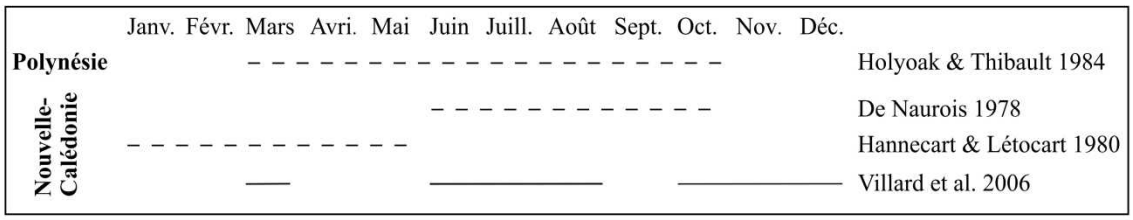

Figure 11 : État des connaissances sur la phénologie de reproduction du pétrel de Tahiti

En lignes pointillées est représenté l'ensemble de la période de reproduction selon différents auteurs ; la période de ponte figure en trait plein. On remarque qu'il n'existe pas véritablement de période pendant laquelle la présence du pétrel de Tahiti à terre puisse être définitivement exclue.

Biologie de la reproduction

Dans le cadre de notre réflexion, ayant initialement comme perspective celle d'une translocation de poussins de pétrel de Tahiti, les connaissances biologiques qu'il est nécessaire d'acquérir au préalable sur cette espèce concernent tout d'abord le calendrier de la reproduction et tout particulièrement la date de l'éclosion.

Jusqu'à présent, les éléments dont nous disposons sur ce point soulèvent davantage de questions qu'ils n'apportent de réponses. Par exemple, la présence à terre du pétrel de Tahiti tout au long de l'année plaide en faveur d'un cycle de reproduction asynchrone, au cours duquel les périodes d'absence n'apparaissent pas clairement, ou alors sur de courtes durées comme ce fut le cas lors des dernières semaines d'octobre en 2015 sur Tiébaghi.

Ainsi en distinguant sa saisonnalité, sa durée et son caractère synchrone ou non, le cycle de reproduction du pétrel de Tahiti peut être discuté selon de plusieurs hypothèses. Une reproduction constatée à différentes périodes de l'année à l'échelle de la population peut refléter

- Un cycle de reproduction synchrone mais sub-annuel (<12 mois) au niveau du couple reproducteur. Ce cas est notamment illustré par la population de *Puffinus lherminieri* aux Galapagos dont la durée moyenne du cycle reproducteur est de neuf mois (Harris 1969) ;
- Un cycle annuel non saisonnier peut également entraîner un patron de présence sur les colonies plus ou moins uniforme comme dans le cas de *Puffinus nativitatis* Streets 1877 sur Kiritimati (Schreiber & Ashmole 1970) ;
- Une reproduction sur douze mois peut présenter deux pics de ponte inégaux, espacés d'environ six mois, comme dans le cas de *Pterodroma alba* (Gmelin 1789) sur Kiritimati où les reproducteurs adoptent un cycle annuel sans changer de période de ponte y compris après un échec (Schreiber & Ashmole 1970).

Seul un suivi fin de la reproduction au moyen du baguage d'individus reproducteurs, éventuellement complété par la pose de pièges photographiques automatisés devant des

terriers de reproduction, permettrait d'élucider à quel schéma correspond le cas du pétrel de Tahiti.

- **Zones d'alimentation**

Au-delà de la détermination du cycle de reproduction du pétrel de Tahiti, il est également nécessaire de tenir compte, lorsqu'on pense « translocation » à d'éventuelles variations géographiques dans les zones d'alimentation avec potentiellement des conséquences sur le développement du poussin.

Par exemple, chez *Pterodroma gouldi*, il a été noté d'importantes disparités dans les courbes de croissance des poussins dont le développement est en moyenne plus lent et moins complet sur la côte Est que sur la côte Ouest de l'île du Nord de la Nouvelle-Zélande (Welch 2014).

Ces informations sur le développement (courbe de poids et longueur d'aile) permettent de déterminer les paramètres intervenant dans la sélection des individus.

La fréquence des nourrissages et la quantité de nourriture par repas, permettant d'ajuster au mieux la phase de nourrissage artificiel, doivent également être connues.

- **Développement et comportement des poussins et juvéniles**

Il est aussi indispensable de situer l'émergence, l'étape à laquelle le poussin commence à sortir de son terrier. La date et l'âge du jeune à l'envol sont d'autres paramètres à connaître. Enfin l'âge du premier retour sur la colonie et de la première reproduction font partie des informations clefs qui permettent notamment d'optimiser le suivi sur le site de lâcher et de fixer le nombre minimum de transferts.

Pétrel de Tahiti adulte prêt à s'envoler @ F. Jacq	Pétrel de Tahiti et son poussin dans leur terrier @ K. Bourgeois
Terrier de pétrel de Tahiti creusé dans le sol, îlot Némou @A. Pagenaud	Poussin de pétrel de Tahiti dans son terrier îlot Némou @A. Pagenaud

Figure 12 :Photos d'illustration de pétrels de Tahiti

2.2.5. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LE PÉTREL DE GOULD EN NOUVELLE-CALÉDONIE AU DÉBUT DE L'ÉTUDE

Le programme Transloc-Pétrels a majoritairement été focalisé sur le pétrel de Tahiti, car cette espèce fréquente la plupart des sites miniers de Nouvelle-Calédonie et a donc suscité depuis plusieurs années l'intérêt et l'attention des différents acteurs de l'exploitation minière du pays. La réflexion sur la mise en œuvre d'éventuelles futures opérations de translocations sur cette espèce, à des fins d'atténuation des impacts était donc prioritaire.

En accord avec le CNRT, cette réflexion a été élargie à une seconde espèce, le pétrel de Gould, dont une partie (difficile à estimer, mais sans doute très réduite) de la population reproductrice calédonienne pourrait être présente au niveau de massifs miniers en cours d'exploitation, ou de massifs susceptibles d'être mis en exploitation dans le futur.

2.2.6. SYSTÉMATIQUE ET RÉPARTITION GLOBALE

Le pétrel de Gould appartient au genre *Pterodroma* dont 67,6 % (n = 23) des 34 espèces reconnues à ce jour sont menacées d'extinction (13 vulnérables, 7 en danger, 3 en danger critique).

Il est listé dans la catégorie « Vulnérable » de la liste rouge de l'UICN (BirdLife International 2016). Le pétrel à collier (*P. brevipes*) a longtemps été considéré comme une sous-espèce du pétrel de Gould (*P. leucoptera brevipes*) mais les deux taxons tendent à être considérés comme des espèces distinctes de nos jours (Brooke 2004, del Hoyo *et al.* 2014).

Deux sous-espèces ont été décrites à partir de caractéristiques morphométriques et de coloration du plumage (de Naurois 1978, Imber & Jenkins 1981) : *P. leucoptera leucoptera* Gould 1844 et *P. l. caledonica* Imber & Jenkins 1981.

- La première niche exclusivement sur des îles et îlots (6 à ce jour) au large du sud-est australien (Nouvelle Galles du Sud), totalisant 800 à 1100 couples reproducteurs, la grande majorité nichant sur Cabbage Tree Island (Priddel & Carlile 2007, 2009, BirdLife International 2016) ;
- La seconde, dont les individus seraient légèrement plus grands avec un bec plus robuste et un plumage plus pâle sur le dos, les côtés de la poitrine et sous les ailes, serait endémique de Nouvelle-Calédonie (BirdLife International 2016) et regrouperait 2000 à 10000 couples reproducteurs (Bretagnolle & Villard 2007). En effet, les individus se reproduisant sur les colonies découvertes au Vanuatu et à Raivavae (Îles australes, Polynésie Française), d'abord suspectés comme appartenant à cette sous-espèce, seraient plus proches des pétrels à collier.

La distinction des deux sous-espèces semble néanmoins remise en question par de récentes études génétique (Iglesias-Vasquez *et al.* 2017) et des patrons de coloration du plumage (Portelli 2016).

Quoiqu'il en soit, au vu des estimations des différentes populations connues, la Nouvelle-Calédonie détient probablement l'effectif reproducteur numériquement le plus important pour l'espèce et par-delà une responsabilité dans la conservation de cette espèce.

2.2.7. EFFECTIFS ET DISTRIBUTION DES POPULATIONS CALÉDONIENNES

En Nouvelle-Calédonie le pétrel de Gould est uniquement connu comme nicheur sur la Grande-Terre en Province Sud, dans les reliefs de la chaîne entre 350 et 650 m d'altitude où il forme de petites colonies (20-200 couples) sur les flancs de pentes abruptes, des crêtes ou le long de cours d'eau (Bretagnolle 2001, Bretagnolle & Villard 2007).

L'espèce nicherait dans les massifs des Dzumacs (2000-3000 couples) et du Humboldt (2000-5000 couples) (Bretagnolle 2001, Bretagnolle & Villard 2007), dans le secteur de Poya (1000-2000 couples) (Dent de Poya : Bretagnolle 2001, Mont Krapé : Debar & Pelizzo 2014) et sur la Dent de Saint-Vincent (plusieurs milliers de couples, Spaggiari *et al.* 2007). La présence régulière sur ces sites est avérée, tant par son activité vocale que par la fréquence de ses restes dans les fèces de *Felis catus* ou encore la découverte de cadavres (Bretagnolle 2001, Bretagnolle & Villard 2007, Palmas *et al*. en préparation).

Cependant l'identification précise des colonies et les preuves de reproduction sont nettement plus rares. Seule une colonie (125-250 couples) dans le massif des Dzumacs a ainsi été recensée sur la base de terriers découverts (Bretagnolle 2001, Bretagnolle & Villard 2007). Ainsi, les effectifs reproducteurs indiqués pour l'espèce en Nouvelle-Calédonie sont à considérer avec une extrême précaution.

Enfin, des observations sporadiques de cadavres ou d'individus attirés par des sources lumineuses temporaires (frontales, feux de camp) laissent supposer l'occurrence de colonies dans d'autres zones comme les hauts de la Rivière Tontouta, la Montagne des Sources ou la côte Oubliée. Un important effort de recherche et de recensement des colonies de cette espèce reste ainsi à fournir en Nouvelle-Calédonie afin de mieux y évaluer le statut de l'espèce.

2.2.8. MENACES AVÉRÉES ET POTENTIELLES

En Nouvelle-Calédonie, les populations du pétrel de Gould sont touchées par plusieurs types de menaces.

Chats harets. Tout d'abord, sur l'ensemble de la Grande-Terre, la présence de chats harets *Felis catus*, représente un impact majeur, révélé par le taux d'occurrence des restes de pétrels dans les fèces pouvant atteindre plus de 35 % (n = 388) dans le massif des Dzumacs, site majeur de reproduction de l'espèce (Palmas *et al*. 2017).

Rongeurs. La prédation par le rat noir introduit *Rattus rattus* sur les œufs et les adultes au niveau des colonies des Dzumacs a été rapportée et considérée comme une menace majeure pour ces populations puisqu'une diminution de plus de 90 % de la population reproductrice sur une colonie de suivi a été imputée à l'invasion par ce rongeur (Bretagnolle & Villard 2007). Cependant, une étude plus détaillée des modalités et de l'impact de cette prédation sur le pétrel de Gould reste encore à mener.

Cochons féraux. La prédation par les cochons féraux *Sus scrofa* a également été observée sur les poussins soit suite à leur déterrement dans les terriers soit au sol au moment de l'envol (F. Hannecart & V. Bretagnolle *in* BirdLife International 2016).

Autres mammifères (par exemple). Comme pour le pétrel de Tahiti, la prédation par les chiens ensauvagés ou errants *Canis familiaris* voire par les cerfs rusa *Rusa timorensis* ou encore l'impact des fourmis invasives au niveau des sites de reproduction sont possibles.

Pollution lumineuse. Tout comme le pétrel de Tahiti et de nombreuses espèces de Procellariidés, le pétrel de Gould subit les perturbations engendrées par différentes sources de pollution lumineuse (Reed *et al.* 1985). En Nouvelle-Calédonie, les cas d'échouage liés à la pollution lumineuse recensés pour le pétrel de Gould (Mareschal 2009) semblent majoritairement concerner les juvéniles (juvéniles : 57,6 %, adultes : 27,8 %, indéterminés : 14,7 %). Sur 72 individus échoués et signalés à la SCO entre 2007 et 2009, 63 étaient vivants et 9 morts. Sur les 54 oiseaux découverts vivants en 2008-2009, 39 ont pu être relâchés en bonne santé, alors que 9 sont morts des suites de leur échouage ou par euthanasie, les 8 restant ayant été relâchés avec une survie incertaine. Les principaux sites d'échouage de cette espèce ont été l'aéroport de la Tontouta et la ville de Nouméa. Malheureusement, les campagnes de sauvetage des pétrels échoués n'ont actuellement plus cours et ce depuis plusieurs années déjà. L'impact de cette pollution sur les populations calédoniennes de pétrel de Gould demeure ainsi encore largement sous-étudié.

Activité minière. Tout comme pour le pétrel de Tahiti, la destruction des colonies de pétrels de Gould par l'activité minière est une pression non négligeable même si les contacts avec cette espèce sur les sites exploités sont moins systématiques que pour le pétrel de Tahiti. On ne peut d'ailleurs pas totalement exclure que cela soit éventuellement lié à un impact déjà marqué voire ancien sur les populations de cette espèce.

2.2.9. BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE DU PÉTREL DE GOULD

Régime alimentaire

La sous-espèce australienne a été beaucoup mieux étudiée que la sous-espèce calédonienne, en particulier en ce qui concerne la biologie de la reproduction. Les observations réalisées en mer (n = 51) par Spear & Ainley (1998) montrent que le pétrel de Gould se nourrit essentiellement en surface (70,6 % des observations), secondairement par des plongeons de surface (23,5 %) et sporadiquement par poursuite aérienne (5,9 %). Le régime alimentaire de l'espèce, très peu étudié, se composerait de petits poissons et de petits céphalopodes (de Naurois 1978, Marchant & Higgins 1990, Bretagnolle 2001), voire de petits crustacés (Rayner *et al.* 2016).

Pendant la période de reproduction, les zones d'alimentation des deux sous-espèces se chevauchent (Mer de Corail, Mer de Tasman, eaux au sud de l'Australie) même si les zones cœurs utilisées diffèrent : la sous-espèce australienne concentre ses prospections alimentaires au large du sud-est de l'Australie alors que celle néo-calédonienne se répartit plus à l'est, à mi-distance entre l'Australie et la Nouvelle-Zélande (Priddel *et al.* 2014). En période inter-nuptiale, les zones fréquentées par les deux sous-espèces sont plus clairement séparées : les individus australiens se concentrent dans l'Océan Pacifique central (140-170°W) principalement au nord de l'Equateur, alors que ceux néo-calédoniens se concentrent dans les eaux équatoriales de l'est de l'Océan Pacifique (90-140°W) majoritairement au sud de l'Equateur (Priddel *et al.* 2014, Rayner *et al.* 2016). Les deux sous-espèces utilisent ainsi des habitats/niches écologiques différentes à cette période.

Biologie de la reproduction

En Australie, la biologie de la reproduction et la sélection de l'habitat de reproduction ont été bien étudiées (Marchant & Higgins 1990, Priddel & Carlile 1995, 2001, O'Dwyer 2004, O'Dwyer *et al.* 2006 a,b,c, 2007) ce qui a permis la réalisation d'une étude pilote de translocation de poussins de l'espèce dès 1995 (Priddel & Carlile 1995, 2001) puis d'opérations de translocation à partir de 1999 (Priddel *et al.* 2006, Miskelly *et al.* 2009).

Les pétrels de Gould ne semblent pas y creuser des terriers mais plutôt nicher dans des cavités rocheuses sous des blocs ou dans des crevasses, sous des palmes mortes et dans des cavités à la base de troncs de palmiers (Marchant & Higgins 1990).

Les cavités de nidification peuvent mesurer jusqu'à 1,5 m de long. Elles sont essentiellement situées dans des ravins ou petits vallons densément végétalisés.

Les pétrels de Gould australiens reviennent sur les colonies après la période inter-nuptiale vers mi-octobre (11-26 octobre) et pondent entre mi-novembre et mi-décembre (moyenne fin novembre) (Marchant & Higgins 1990, O'Dwyer 2004, Priddel *et al.* 2014).

L'œuf mesure en moyenne 50-51 mm de long et 36-38 mm de large. Son volume est de 36,6 ml et son poids de 39,6 g. Les œufs éclosent le 5 janvier en moyenne (premières éclosions le 31 décembre) après une période d'incubation de 49 jours en moyenne (42-64 jours) (Marchant & Higgins 1990, O'Dwyer 2004, O'Dwyer et al. 2006b).

Le poussin est nourri en moyenne tous les 2 jours, la durée d'un trajet alimentaire des parents étant d'environ 3-4 jours, et le bol alimentaire est d'en moyenne 25-30 g (8-43 g) (Priddel & Carlile 2001, O'Dwyer 2004, O'Dwyer *et al.* 2007).

Le poids des poussins atteint un pic équivalent à 130-200 % du poids moyen des adultes environ 50-60 jours après l'éclosion (Priddel & Carlile 2001, O'Dwyer 2004, O'Dwyer *et al.* 2006a). Les poussins émergent en moyenne 10 jours avant l'envol qui a lieu 80 jours après l'éclosion vers mi-avril (28 mars – 4 mai) (Priddel & Carlile 2001, O'Dwyer 2004).

En Nouvelle-Calédonie, les données sur la biologie de la reproduction sont beaucoup plus rares mais celles-ci doivent être très similaires à celles de la sous-espèce australienne.

Les colonies néo-calédoniennes ont été découvertes sur des pentes de 20-60 % souvent le long de cours d'eau, depuis le lit immédiat d'une rivière jusqu'à plusieurs dizaines de mètres et sous une végétation arbustive voire arborescente, et plus rarement au niveau de crêtes sous une végétation de maquis minier (Bretagnolle & Villard 2007).

Les nids sont situés dans des cavités sous des blocs rocheux, sous des corniches, dans des failles rocheuses ou aux pieds de falaises (Bretagnolle 2001, Bretagnolle & Villard 2007). Ces pétrels ne semblent pas creuser ou peu, profitant plutôt des anfractuosités naturelles. Les cavités de nidification ont une profondeur de 0,4 à 2-3 m et leur entrée est de taille variable (Bretagnolle & Villard 2007).

Les retours sur les colonies semblent se produire vers début novembre (25 octobre – 16 novembre) (Priddel *et al.* 2014). La ponte est estimée entre le 17 décembre et le 5 janvier avec un pic fin décembre (Bretagnolle & Villard 2007).

L'œuf mesure en moyenne 52 mm de long et 38 mm de large avec un volume de 38 ml. Les éclosions semblent se produire de fin janvier à début février (Bretagnolle 2001). Le cycle de reproduction de la sous-espèce néo-calédonienne semble donc décalé de 3-4 semaines plus tard par rapport à celui de la sous-espèce australienne (Fig. 4).

Les envols des jeunes devraient donc avoir lieu en avril-mai (de la dernière dizaine d'avril aux derniers jours de mai).

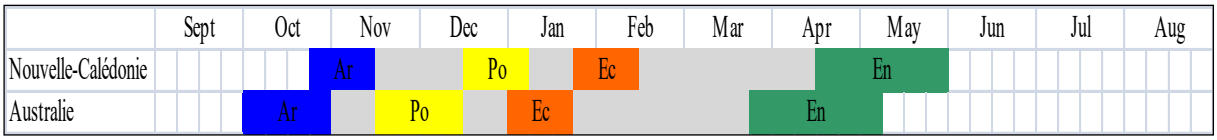

Figure 13 :Cycle de la reproduction des sous-espèces néo-calédonienne et australienne du pétrel de Gould

(Ar : arrivée sur les colonies après la période inter-nuptiale, Po : ponte, Ec : éclosion, En : envol du poussin).

3. TÂCHE 2 - ÉTUDE DE FAISABILITÉ D'UN DÉPLACEMENT DE COLONIE PAR TRANSLOCATION DE POUSSINS

3.1. ELÉMENTS INTRODUCTIFS ET MÉTHODOLOGIQUES

Les différentes synthèses et analyses bibliographiques réalisées (parties 2.1, 2.2 et 2.3) ont permis de mettre en évidence, d'une part la complexité et la technicité méthodologiques des opérations de translocation de pétrels telles que conduites notamment en Nouvelle-Zélande, et d'autre part, le niveau de connaissances insuffisant concernant la biologie, l'écologie et la démographie des populations de pétrels de Tahiti en Nouvelle-Calédonie.

L'analyse de faisabilité d'opérations de translocations en sites miniers repose sur le croisement des éléments issus des analyses bibliographiques et les éléments de connaissance disponibles, augmentés d'acquisition de données supplémentaires via des études de terrain (figure 14).

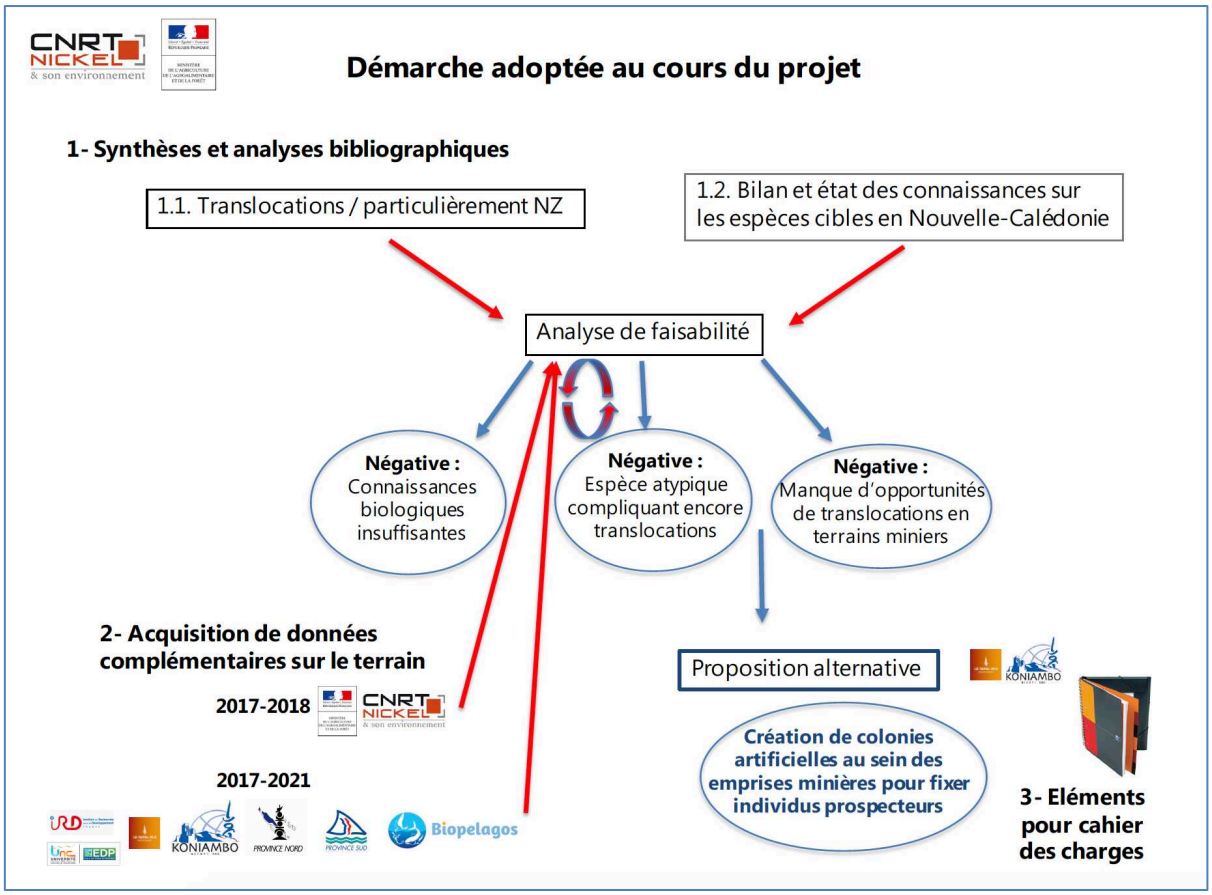

Figure 14 : Schéma général résumant la démarche de réflexion et d'acquisition de connaissances, adoptées dans le cadre de ce projet pour conduire l'analyse de faisabilité

3.2. AQUISITION D'ÉLEMENTS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES

3.2.1. ÉTUDE DU NIVEAU D'IMPACT DES PROJETS MINIERS EN COURS SUR LES POPULATIONS DE PÉTRELS (COLLABORATION AVEC KNS)

3.2.1.1. Éléments introductifs

Les différents types d'impacts possibles associés aux activités minières sont nombreux et variés (destruction et dégradation des habitats, pollution lumineuse, pollution sonore, favorisation des espèces invasives, etc…). Leurs effets sur les populations de pétrels peuvent être immédiats, mais également délayés dans le temps, notamment car ces oiseaux sont des espèces longévives à démographie lente, mais également car ils présentent un attachement fort à leur site de reproduction et de naissance (philopatrie). L'intensité et la nature des conséquences directes et indirectes des activités minières sur les populations de pétrels des massifs demeurent cependant encore trop peu connues, faute le plus souvent d'état de référence et de suivi diachronique des populations de pétrels avant puis pendant l'activité minière.

Bien que les interactions entre activités minières et oiseaux marins soient assez peu documentées, quelques éléments concernant l'avifaune marine ont été trouvés dans la littérature.

C'est ainsi qu'en Afrique du Sud, des populations d'oiseaux marins (*Sterna balaenarum* et *Haematopus moquini*, toutes deux catégorisées comme espèces quasi menacées par l'UICN) sont menacées par les activités minières : explosions et perturbations directes à la fois sur terre et en mer (Du Toit et al. 2002).

En Nouvelle-Zélande, Cockrem (2017) discute des possibles conséquences de la mise en place d'une mine de sable sur l'avifaune marine du pays. Ces modèles lui prédisent une diminution de population pour des espèces comme les manchots pygmées (*Eudyptula minor*) notamment. Cette espèce, entièrement dépendante de la visibilité des eaux pour chasser, subirait la diminution drastique de celle-ci causée par l'extraction du sable provoquant ainsi la perte de la population.

D'autres espèces d'oiseaux marins seraient susceptibles d'en subir les conséquences telles que le prion colombe (*Pachyptila turtur*) ou encore le puffin fuligineux (*Ardenna grisea*). Les oiseaux marins sont en particulier en effet très sensibles à la détérioration de leurs habitats, qui représente une menace sérieuse (Burger et Gochfeld 1994 ; Jouventin 1994 ; del Hoyo et al. 1992 ; Probst et al. 2000 ; Baker et al. 2002).

En parallèle du programme TRANSLOC-PETREL, notre équipe a eu l'opportunité de conduire une étude en collaboration étroite avec KNS intitulée « *Suivi des populations de pétrels de Tahiti du massif du koniambo, sur le site de koniambonickel* ». Cette étude visait à mieux comprendre les conséquences de l'exploitation minière sur les populations de Pétrels de Tahiti du massif du Koniambo et, fait rare, pouvait s'appuyer sur des données anciennes qu'il s'agissait de compléter.

3.2.1.2. Site d'étude, données disponibles et approche diachronique

Le Koniambo est un massif montagneux situé sur la Grande Terre à 270 kilomètres au nord de Nouméa, en Nouvelle-Calédonie (21° 30' S 165° 30' E, figure 1). Ce massif qui s'élève de la plaine côtière à 930 mètres d'altitude, est orienté NO-SE, et fait plus de 260 km². La richesse en minéraux des substrats ultramafiques - ou terrains miniers - présentant pour la plupart un caractère toxique, rend l'installation des végétaux difficile et a contribué à la radiation évolutive

observée de ceux-ci, ainsi qu'à l'apparition d'espèces hautement spécialisées et endémiques (Whiting *et al.* 2004). Les maquis miniers sont donc des formations végétales comprenant des espèces pouvant supporter cette richesse métallique. Pour cette raison, ce site abrite de nombreuses espèces floristiques et faunistiques endémiques et/ou protégées (Jaffré *et al.* 2004). Le massif du Koniambo a commencé à être exploité en 1880. A partir de 2005, des travaux de modernisation importants par la compagnie Koniambo Nickel SAS ont accentué les volumes d'extraction. Le massif est découpé en plusieurs secteurs d'exploitation, à savoir : Bilboquet, Centre, Confiance, Guérioum Sud, Manguen, Tahafe, Trazy, Katépahie. Ces derniers serviront de base pour les analyses d'activité vocale du pétrel de Tahiti.

En 2002, un premier inventaire des oiseaux se trouvant dans la zone d'emprise du projet Koniambo a été réalisé, suite à une demande de la compagnie minière Falconbridge (Barré et Villard 2002). Au total, 44 espèces d'oiseaux auront été recensées dont trois espèces rares et à enjeux de conservation : le pétrel de Tahiti, la mégalure calédonienne Megalurulus mariei et le balbuzard pêcheur Pandion haliaetus.

Deux études spécifiquement ciblées sur le pétrel de Tahiti du massif ont ensuite été conduites à la demande du même opérateur minier (Spaggiari et Barré 2004 ; Delelis et al. 2007). Il nous paraît important de souligner ici la constance de l'intérêt porté par cet opérateur minier à cette espèce menacée au cours du temps et l'opportunité de recherches scientifiques « diachroniques » que crée cette situation singulière.

La première étude (Spaggiari et Barré 2004) a en particulier permis de dresser une première cartographie générale de la présence de cette espèce ainsi que des potentielles colonies de reproduction via l'étude de l'activité vocale lors de la réalisation de points d'écoute. Au total, 75 points d'écoute nocturnes ont été effectués et sept sites possiblement intéressants pour la reproduction ont été prospectés.

Lors de la seconde étude (Delelis et al. 2007), 84 points d'écoute ont été réalisés et 33 « colonies » qualifiées de « certaines » (n=16) et « probables » (n=17) ont été recensées en se basant sur les critères de classification recommandés à l'époque par la Société Ornithologique de France et le Muséum National d'Histoire Naturelle.

Les deux études présentées ci-dessus ont été utilisées comme données de référence afin d'évaluer l'évolution de la population de pétrel de Tahiti sur le massif du Koniambo et d'étudier l'impact du développement de l'exploitation minière depuis ces dates.

Les auteurs de ces études, que nous avons pris soin de contacter directement, nous ont confirmé que la présence de cris répétés bien localisé et/ou la présence de cavités présentant des traces attestant d'une certaine fréquentation ont permis de classer les colonies comme « certaines » (Delelis comm. pers.). Cette interprétation plutôt « optimiste » des données de terrain des études de 2004 et 2007 méritera une attention particulière lors de la lecture des résultats et conclusions de la présente étude.

3.2.1.3. Méthodologies développées sur le terrain

3.2.1.3.1. Méthode des points d'écoute nocturne

De toutes les méthodes disponibles pour évaluer les tailles de populations aviennes (Bibby et al. 1992), les plus efficaces concernant les colonies d'oiseaux marins à nidification hypogée sont l'identification des contours des colonies suivies d'un échantillonnage adapté (transects et quadrats) et d'une estimation d'une densité de terriers extrapolée à l'ensemble de la colonie et la méthode de capture/marquage/recapture (Birkhead et Nettleship, 1980).

Cependant, les caractéristiques topographiques (pentes fortes supérieures à 45°) et la superficie (plus de 15000 hectares) du site d'étude n'ont pas permis de les appliquer. Les oiseaux marins tels que les Procellariiformes ont pour caractéristique d'avoir une activité

vocale importante aux abords de leur lieu de reproduction lors de leur retour nocturne à terre (Buxton et Jones 2012). De ce fait, et comme cela a été réalisé lors des études de 2004 et de 2007, la méthode des points d'écoute nocturne (ou méthode des Indices Ponctuels d'Abondance, IPA (Blondel et al. 1970) a été appliquée dans ce travail. Cela a en outre permis de comparer les résultats aux données de 2004 et 2007 et d'orienter les prospections diurnes de colonies sur le terrain.

Les points d'écoute ont été réalisés à partir de la fin du crépuscule astronomique qui marque le début de l'activité vocale chez cette espèce. Les points d'écoute ont été effectués entre 18h30 et 01h00 avec un temps d'écoute de 20 min. Sur chaque station d'écoute, les données suivantes ont été récoltées : Nombre de cris entendus au sol et/ou en vol, heure du début et de fin de l'écoute, heure de chaque contact, conditions météorologiques (vent, présence de nuage, brume), luminosité, altitude.

Ce protocole a été appliqué sur 95 points d'écoute dont 75 points issus de l'étude de 2004 et 84 points issus de l'étude de 2007. Les points d'écoute ont été réalisés au sein des secteurs suivants : Bilboquet (n=19), Centre (n=19), Confiance (n=14), Guérioum Sud (n=6), Katéphahie (n=4), Manguen (n=12), Tahafe (n= 11) et Trazy (n=8) (figure 15). Entre 2017 et 2018, 19 nouveaux points d'écoute ont été créés par rapport aux années 2004 et 2007.

Une première phase d'écoute a eu lieu du mois d'Août 2016 au mois de Septembre 2016 durant laquelle ont été réalisées huit nuits d'échantillonnage acoustique sur le terrain, suivi d'une deuxième période du mois de Février 2017 au mois de Mai 2017 pour 14 nuits de terrain. Puis une troisième période a été effectuée en 2018 de Janvier 2018 à Mars 2018 comprenant 6 nuits sur zone.

Cependant, il faut prendre en compte que plusieurs missions ont été annulées à cause du mauvais temps conduisant à nous écarter significativement des protocoles envisagés initialement.

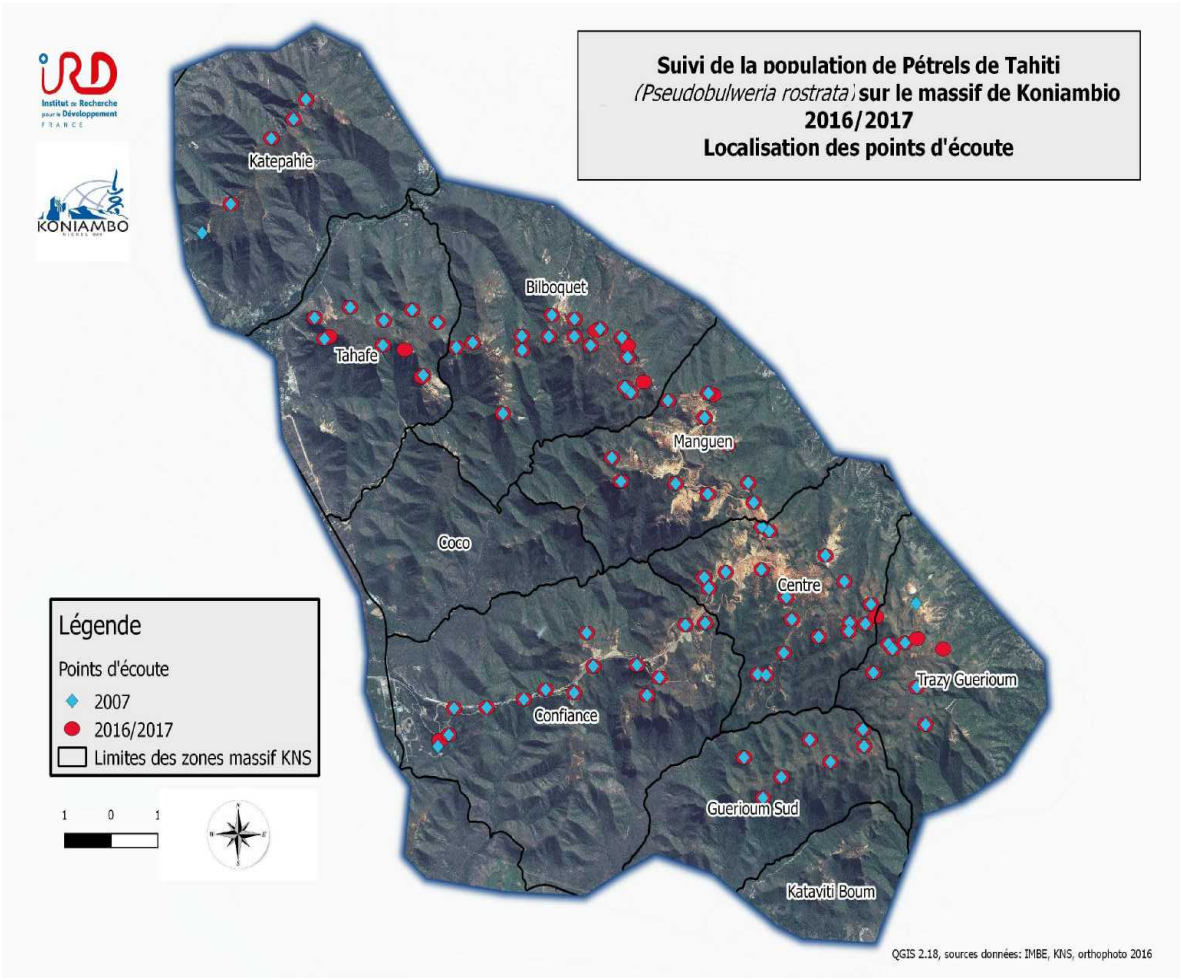

Figure 15 : Localisation des points d'écoute effectués en 2007 (en bleu) et en 2016-2017 (en rouge) afin d'évaluer l'activité vocale du pétrel de Tahiti sur le massif du Koniambo. Les contours noirs marquent les limites des différents secteurs du massif du Koniambo.

3.2.1.3.2. Recherche et étude des « colonies » de pétrels

Les « colonies » de pétrel de Tahiti identifiées comme telles en 2004 et en 2007 (Spaggiari et Barré 2004 ; Delelis et al. 2007) ont fait l'objet de prospections de terrain systématiques et répétées en journée lorsque les sites et secteurs se sont avérés accessibles.

En outre, certains affleurements rocheux présentant des caractéristiques favorables *a priori* à la présence de terriers, du point de vue du sol, de la végétation et de la pente, ont également fait l'objet de prospections de terrain diurnes.

De plus, les secteurs où une importante activité vocale de pétrels de Tahiti a été enregistrée lors de la réalisation des points d'écoute nocturne, ont fait l'objet de prospections détaillées.

Pour chaque situation, l'intérieur des cavités découvertes lors des prospections diurnes a été examiné à l'aide d'une caméra endoscopique afin de s'assurer de la présence ou non d'individus reproducteurs, de poussins ou d'œufs.

3.2.1.3.3. Analyse des données d'activité vocale

L'ensemble des analyses statistiques des données récoltées sur le terrain a été réalisé sur le logiciel R (R Core Team (2016)). Un indice d'activité vocale représentant la moyenne des

contacts enregistrés sur 10 minutes a été calculé pour chacun des points d'écoute sur les quatre années d'études (2004, 2007, 2016-2017, 2018).

Étant donné les distributions agrégées des points, et après justification par des tests de normalité, tous les tests qui ont été réalisés par la suite sont des tests non paramétriques. Le test le plus adapté pour la comparaison d'échantillons indépendants est le test de Kruskal-Wallis (K-W) (Kruskal et Wallis, 1952). Le test de Wilcoxon a été utilisés afin de comparer les échantillons deux à deux (avec une correction de holm), une fois le test de Kruskal-Wallis significatif. Pour se soustraire à un éventuel biais lié à la phénologie, seuls les points d'écoute réalisés les mêmes mois en 2004, 2007, 2016, 2017 et 2018 ont été comparés.

Ainsi, l'activité vocale générale du massif a été évaluée entre chaque année. Puis, les nouveaux points d'écoute créés en 2017 et 2018 ont été intégrés afin de voir s'il y avait une différence particulière de l'activité entre les années d'études.

L'activité vocale a été analysée entre chaque secteur pour chacune des études, indépendamment les unes des autres et a été comparé entre chaque année étude. Donc, seuls les secteurs comparables pour chaque année d'étude ont été pris en compte.

L'échantillon de donnée concernant l'année 2016 (aout-sept) étant trop petit, celui-ci a été regroupé avec l'année 2017 (janv.-fév.-mars) afin de ne pas perdre la donnée.

Enfin, une comparaison des différentes données issues des études sur le site de Koniambo avec d'autres sites en Nouvelle-Calédonie a été réalisée (i.e. Ilot Némou, les roches de la Ouaième, îlot Signal, Tiébaghi, Pindaï, Katépahie, Kopéto, Mont Mou, Bélep, îlot Table et îlot Tiam'Bouène).

3.2.1.3.4. Cartographie et évolution du milieu

La cartographie a été réalisée à l'aide du logiciel QGIS 2.18 (QGIS Development Team 2016) et toutes les ortho-photos du massif de Koniambo (2001, 2009 et 2016) ont été obtenues via le département Environnement de KNS. Afin de caractériser l'évolution de la dégradation du milieu, un buffer (zone tampon) de 400m de rayon a été appliqué autour des points d'écoute via le logiciel QGIS 2.18. Le choix du rayon a été est basé sur un compromis entre, d'un part sur la distance maximale de détection auditive dans des conditions favorables (estimée à 700 m) et d'autre part, l'absence de recoupement entre les buffers.

Des buffers de 200 m de rayon ont également été appliqués sur les colonies considérées comme « certaines » en 2007 (Delelis et al. 2007).

A partir de ces buffers, une classification visuelle du pourcentage de sol nu à partir la méthode de Rodwell (2006) a été réalisée autour de chacun des points d'écoute et des colonies sur les orthophotos de 2001, 2009 et de 2016. Plus précisément, le pourcentage de sol nul a été catégorisé en huit classes (3 : <4%DE SOL NU ; 4 : de 4-10% ; 5 : de 11-25%, 6 : de 26 à 33% ; 7 : de 34 à 50% ; 8 : de 51 à 75% ; 9 : de 75% à 90% ; 10 : >90% de sol nu). Cette classification a été effectuée via une estimation visuelle sous QGIS. Des tests de Kruskal-Wallis et de Wilcoxon ont permis la comparaison de ces classes entre chaque année d'étude et entre chaque secteur du massif.

3.2.1.4. Résultats obtenus

Lors de la présente étude, 312 sessions d'écoute nocturne ont donc été réalisées pour un total de 194 points d'écoute répartis sur 31 nuits et près de 53h40 min d'écoute active.

Une activité vocale moyenne de 1.33 cris pour 10 minutes d'écoute a été enregistrée. Les tests de normalité ont montré une distribution non normale des données (Shapiro-Wilk normality test, $W = 0.30$, $p < 0.001$).

Au total, 39.5% des « colonies » identifiées en 2007 (Delelis et al., 2007) ont en outre fait l'objet de prospections de terrain diurnes (soit 15 « colonies » sur 38) dont 66.7% de « colonies » qualifiées de certaines en 2007 (10 « colonies certaines » sur 15).

Malgré plusieurs dizaines d'heures de prospection de terrain et l'inspection systématique des cavités découvertes par une caméra endoscopique, aucun indice de reproduction probant ou de trace de « colonies » active n'ont été observés lors des prospections (Annexe 3).

Les prospections sur des secteurs a priori favorables (n = 4), hors des colonies identifiées en 2007, ont permis de détecter la présence de quelques cavités isolées *a priori* potentiellement favorables, mais vides d'indices tangibles de reproduction.

3.2.1.4.1. Comparaison diachronique entre les différentes études successives

Comparaison de l'activité vocale relevée lors des points d'écoute nocturne

À l'échelle de l'ensemble du massif, l'activité vocale du pétrel de Tahiti, relevée lors des points d'écoute nocturne est apparue comme différente selon les années, tous secteurs d'étude confondus (K-Wχ^2=15.87, df = 3, p = 0.0012).

En outre, les tests de comparaison deux à deux indiquent une différence significative de l'activité vocale entre les années 2004 et 2018 (Wilcoxon test, $p<0.05$), entre 2007 et 2018 (Wilcoxon test, $p<0.001$), entre 2007 et 2016-2017 (Wilcoxon test, $p<0.01$).

Dans chacun des cas, il est intéressant de noter que cette différence se traduit par une diminution systématique de l'activité vocale, notamment entre les données de 2007 et celles de 2016-2017 et 2018 (2007 vs 2016-2017 : $p<0.01$; 2007 vs 2018 : $p<0.001$).

En revanche, malgré cette tendance de fond, l'analyse des données ne permet pas de mettre en évidence une différence significative des activités vocales relevées entre les années 2004 et 2007, ni entre 2004 et 2016-2017 (Figure 16) preuve sans doute d'une grande variabilité et hétérogénéité des données.

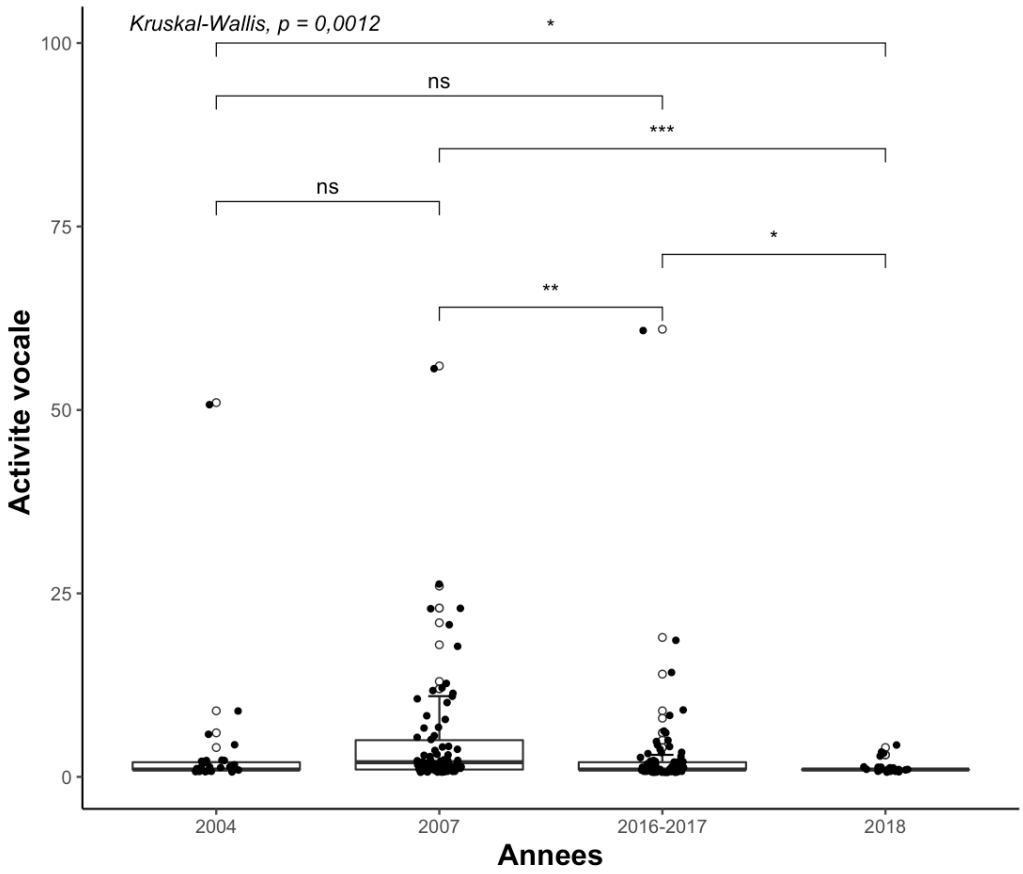

Figure 16 : Activités vocales du pétrel de Tahiti relevées lors des points d'écoute nocturne, en fonction des différentes années d'étude, sur le massif de Koniambo.

Un schéma globalement identique est retrouvé lorsque l'on intègre à l'analyse les nouveaux points d'écoute créés (ajoutés en sus de ceux répétés des années 2004 et 2007) en 2017 et 2018. En effet, l'activité vocale s'avère toujours significativement différente entre les années comparées.

On retrouve de nouveau une diminution de l'activité vocale en 2016-2017 et 2018 comparativement aux années antérieures.

En outre, cette diminution semble significativement plus marquée (plus « significative ») pour la plupart des années, par rapport au graphique précédent (Wilcoxon test ; 2007-2018, $p<0.0001$; 2016/2017-2018, $p<0.01$; 2004-2018, $p<0.01$).

3.2.1.4.2. Évolution de la dégradation du milieu à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude

A l'échelle de l'ensemble du massif, on note que les classes de pourcentage de sol nu diffèrent pour au moins une des trois années d'étude (K-Wχ^2 = 12.9, df = 2, p<0.001). Le pourcentage de sol nu est en effet plus élevé en 2016 qu'en 2003 (W = 1708.5, p<0.001) et qu'en 2009 (W = 2451.5, p= 0.01) sans noter de différence significative entre 2003 et 2009 (W = 2184.5, p= 0.18).

3.2.1.5. Discussion

3.2.1.5.1. Évolution diachronique des niveaux d'activité vocale des pétrels de Tahiti et mise en relation avec la dégradation du milieu

Malgré la présence d'une activité minière intense depuis de nombreuses années, le massif du Koniambo continue à être occupé et visité par des populations ou au moins des individus de pétrels de Tahiti, comme en témoignent les résultats des points d'écoute nocturne réalisés dans le cadre de cette étude.

Toutefois, la comparaison des niveaux d'activité vocale entre les différentes années d'étude a mis en évidence des différences inter-annuelles avec en particulier, une tendance générale observée de diminution de l'intensité de l'activité vocale au cours des années, en lien très probablement avec le développement et l'intensification de l'activité minière sur le massif.

Cette tendance de fond, n'exclut cependant pas une hétérogénéité au sein d'une même année ou entre des années proches, du fait d'artefacts d'échantillonnage et d'une probable variabilité du signal observé en fonction par exemple des conditions météo ou de l'état de la lune.

L'hypothèse privilégiée est un impact direct et indirect des différentes composantes de l'activité minière sur la population du pétrel de Tahiti (dégradation et réduction de l'habitat, pollution sonore et lumineuse, etc…). Cette hypothèse est en particulier étayée par l'augmentation nette du pourcentage de sol nu autour des points d'écoute, entre les années 2007 et 2016-2017, traduisant une nette progression de l'exploitation durant les 10 dernières années.

En outre, l'ajout des données issues de nouveaux points d'écoute supplémentaires créés en 2016, 2017 et 2018, n'a pas modifié la tendance temporelle observée dans l'activité vocale des pétrels de Tahiti qui demeure en diminution marquée en diminution par rapport aux études pré-exploitation minière. La dégradation des habitats et les perturbations relatives à une activité humaine intense sont des causes souvent majeures de diminution voire de disparition locale des populations de procellariiformes et de réduction de leur activité et de leur détectatbilité (Burger et Gochfeld 1994 ; Jouventin 1994 ; del Hoyo et al. 1992 ; Probst et al. 2000 ; Baker et al. 2002 ; Croxall et al. 2012).

Si l'on s'intéresse plus spécifiquement à l'activité vocale des pétrels au sein des secteurs d'étude qui ont pu être comparés, seuls Centre et Bilboquet montrent une différence au cours des cinq années d'études.

Le secteur Centre. Ainsi, l'intensité de l'activité vocale du pétrel de Tahiti sur le secteur Centre évolue de façon décroissante de 2007 à 2018. Il est cependant à noter que le pourcentage de sol nu sur ce secteur n'a pas fortement été modifié durant la période. Les ortho-photos de 2009 et de 2016 permettent de constater que Centre est l'un des secteurs les plus touché par l'exploitation minière. Il s'agit en effet du secteur où a été installée la base des opérations minières de l'exploitation et d'où partent les accès aux autres secteurs. Le peu de dégradation du sol autour des points d'écoute et l'absence de différence qui en découle entre 2007 et 2016 peut s'expliquer par le fait que la majorité des points d'écoute se situe sur des zones éloignées des sentiers grandement modifiés (de « Mia ») ou bien sur des zones initialement déjà

dégradées. Seuls quelques points d'écoute ont donc subi un changement radical d'environnement pouvant expliquer la baisse de l'activité vocale.

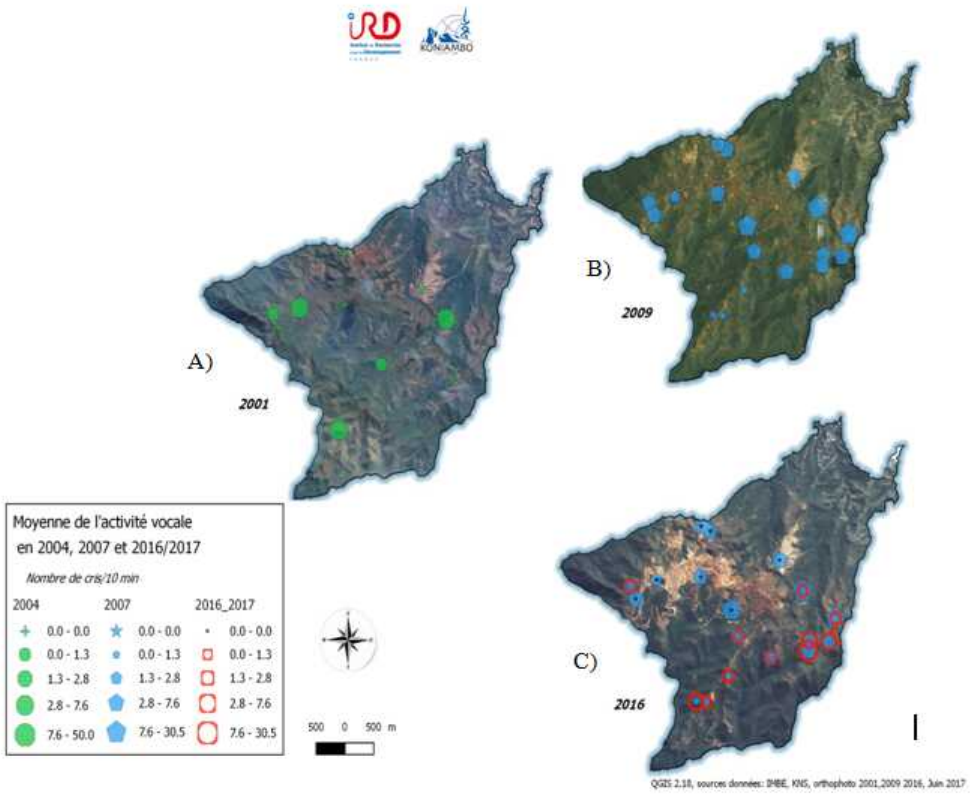

Figure 17 : Activité vocale du pétrel de Tahiti sur le secteur Centre.

En A) l'activité vocale de l'étude 2004 sur une orthophoto du massif de Koniambo datant de 2001, en B) l'activité vocale de l'étude de 2007 sur une orthophoto du massif de Koniambo de 2009 et en C) l'activité vocale de l'étude 2007 et 2016-2017 sur une orthophoto du massif de Koniambo de 2016.

L'activité humaine sur Centre est particulièrement forte. Il s'agit de la zone de garage des engins miniers, de l'emplacement des retenues colinéaires de ravitaillement en eau et des « bureaux mines ». On y constate entre autres un très fort éclairage à la nuit tombée. Le risque avéré des puissants luminaires de la mine peut constituer, avec la destruction des habitats, un cocktail de menaces particulièrement délétère pour le pétrel de Tahiti (Le Corre et al. 2002 ; Delelis et al. 2007 ; BirdLife International 2011 ; Gineste 2016 ; Rodriguez et al. 2017).

Le secteur Confiance. Concernant le secteur Confiance, l'activité vocale était plus importante en 2007 par rapport à la période 2016-2017. Ce secteur est en outre celui pour lequel la différence d'activité vocale est la plus marquée. La route passant par Confiance correspond à la route principale qui conduit depuis l'usine de Vavouto jusqu'à la base des opérations « Mia ». Celle-ci a subi de grands changements entre 2009 et 2016 telle que l'apparition d'une nouvelle route principale, de plusieurs routes secondaires ainsi que d'un élargissement général des voies de circulation.

Le plus gros changement correspond cependant à l'apparition d'un convoyeur long de 12km servant à acheminer le minerai jusqu'à l'usine de jour comme de nuit, occasionnant une forte pollution sonore. De ce fait, de nombreux points d'écoute se trouvent actuellement au centre d'une activité humaine constante (passages de camions, lumières, bruits) et les habitats dans ce secteur ont aussi pour certains d'entre eux été totalement détruits.

Le secteur Bilboquet. Suivant le même schéma que pour Centre, l'intensité de l'activité vocale des pétrels de Tahiti sur Bilboquet a diminué entre 2007 et 2018. Il est cependant intéressant de constater que contrairement aux secteurs précédents, il n'y a aucune augmentation visible du pourcentage de sol nu autour des points d'écoute entre ces deux périodes d'étude. Bilboquet est par ailleurs un secteur dont l'exploitation a eu lieu et pris fin à une date antérieure à l'emprise de KNS sur le massif du Koniambo, en effet l'activité minière sur les sommets du massif s'est arrêtée depuis les années 1970 (Grenon, 2012) et la circulation d'engins y est rare. Il est cependant prévu que Bilboquet fasse partie des secteurs qui fourniront 75,6 millions de tonnes de minerai avec Centre et Manguen (Grenon, 2012).

Ainsi dans le cas de Bilboquet, la diminution de l'activité vocale des pétrels de Tahiti est sans doute une conséquence induite de la forte activité minière adjacente, notamment celle présente sur le site de Manguen (bruit, poussières, éclairages).

3.2.1.5.2. Impact de la dégradation du milieu sur les « colonies »

Lors de l'étude de 2004 (Spaggiari et Barré 2004), sept secteurs du massif ont été identifiés et considérés à l'époque par les auteurs comme des « colonies » de pétrels de Tahiti, puis 31 autres ont été rajoutées selon la même typologie suite à l'étude de 2007 (Delelis et al. 2007).

La prospection terrestre diurne intensive de 60,5% de ces secteurs lors de cette étude (23 « colonies » sur 38) dont 66,7% de celles catégorisées comme étant des « colonies certaines » (10 « colonies » certaines sur 15) n'a donné aucun résultat probant en termes de découverte d'indices pouvant permettre de conclure à une reproduction récente de pétrels de Tahiti. De façon ponctuelle, quelques cavités potentiellement favorables ont été découvertes et inspectée à l'aide de caméras endoscopiques, mais se sont avérées vides de tout indice d'occupation ou de reproduction récente (plumes, fientes, coquilles, odeur, traces de griffures).

D'autre part, l'analyse de la dégradation du milieu autour des « colonies » qualifiées de « certaines » en 2007 ne montre pas d'évolution notable du pourcentage de sol nul entre 2007 et 2016-2017, excepté pour la « colonie » C14 qui a subi directement les travaux de la mine.

De façon surprenante, plusieurs colonies ont été catégorisées en 2007 comme « certaines » alors que situées sur des secteurs totalement inaccessibles sans moyens d'escalade ou sans héliportage et n'avaient donc pas été visitées à l'époque. Nous avons donc échangé avec les auteurs de cette étude afin de mieux comprendre les critères sur lesquels s'est appuyée la classification en « colonie certaine ». Le nombre de terriers indiqué dans le rapport de 2007 pour ces secteurs correspond en fait à une estimation (extrapolation) réalisée suite à la détection d'une forte activité vocale lors des prospections nocturnes et ne correspond pas à des observations de terrain d'indices incontestables de reproduction des oiseaux. Ces extrapolations ont cependant été réalisées en toute bonne fois par leurs auteurs et s'appuyaient, à l'époque, sur les connaissances générales que l'on avait sur les Procellariiformes et que l'on pensait s'appliquer également au cas du pétrel de Tahiti et au genre *Pseudobulweria*.

Les travaux que nous avons conduits depuis sur cette espèce dans d'autres sites (massif de Tiébaghi et îlots de Mato et Némou) ont permis de mettre en évidence qu'une intense activité vocale ne signifiait pas systématiquement une reproduction avérée du Pétrel de Tahiti.

A titre d'exemple, des recherches intenses de terriers de pétrel de Tahiti ont eu lieu sur l'îlot Mato où une activité vocale supérieure à 2,23 cris par 10 minutes avait été enregistrée en 2015, mais n'ont permis de découvrir au final que trois terriers actifs avec poussins alors que l'activité vocale pouvait laisser supposer des effectifs reproducteurs bien supérieurs (Dromzée, 2016).

Il est donc très probable que l'étude de 2007 ait grandement sur-interprété certains indices sonores (sans confirmation de visu notamment au niveau de certaines zones inaccessibles) et donc surestimé la présence de couples reproducteurs sur plusieurs secteurs.

Par le couplage des écoutes nocturnes et des recherches diurnes intensives qui ont été conduites dans le cadre de la présente étude, il est donc très intéressant de rapprocher la persistance d'une activité vocale régulière et parfois encore intense des Pétrels de Tahiti avec l'absence au moins apparente d'une reproduction avérée. L'activité vocale encore présente peut signifier la présence de colonies reliques positionnées plus loin dans le massif ou en flanc de falaises difficilement accessibles, ou bien la trace rémanente de colonies anciennes, aujourd'hui disparues mais dont les sites continuent à être fréquentés par les individus non reproducteurs et/ou prospecteurs (philopatrisme). En effet, peu de contacts ont au final été entendus au sol ou encore ont été entendus de manière soutenue sur un même point d'écoute et beaucoup pourraient simplement provenir d'individus de passage.

Nous pouvons émettre l'hypothèse que les individus survolant le massif soient en grande partie des individus à la recherche de ces colonies aujourd'hui largement disparues. Il semblerait que les capacités de dispersions de ce groupe d'oiseaux soient assez faibles et de courtes distances. Leur capacité à reformer naturellement une colonie une fois que celle-ci ait été détruite est donc très faible (Delelis et al. 2007). Selon l'étude de 2007, 60% des colonies étaient considérées menacées à court ou à long terme en prenant en compte la projection du plan minier sur 25 ans.

Au stade où nous ont conduit nos nombreuses prospections et relevés de terrain, tant diurnes que nocturnes, il semble donc que l'essentiel des colonies détectées en 2007 aient subi des conséquences délétères occasionnées par le développement de l'activité d'exploitation minière (destruction et transformation des habitats, érosion, pollution lumineuse et sonore, augmentation des prédateurs via l'élargissement des sentiers, etc.).

Le fait qu'aucune des « colonies » listées dans l'étude de 2007 n'a pu être retrouvée et confirmée et qu'aucun autre signe tangible et récent de reproduction n'ait été détecté, appuient cette hypothèse, à mettre aussi en regard de la baisse globale de l'activité vocale des Pétrels de Tahiti sur l'ensemble du massif depuis une dizaine d'années.

3.2.1.6. Conclusion de l'étude sur le Koniambo : le pétrel de Tahiti, une espèce fragile dans un environnement hostile

La faune et particulièrement les oiseaux marins comme les pétrels nichant dans les massifs sont principalement menacés par trois grands types d'impact anthropiques : la dégradation et la destruction des habitats de reproduction, l'impact de prédateurs invasifs et l'impact des infrastructures, en particulier la pollution lumineuse) (Croxall et al. 2012). Ces trois menaces agissant souvent en synergie ont entraîné l'extinction ou de la raréfaction récente de plusieurs espèces (Butchart et al. 2006).

Les oiseaux marins sont en effet très sensibles à la détérioration de leurs habitats, notamment les Procellariiformes qui utilisent pour la plupart des terriers ou crevasses pour se reproduire et dont le caractère philopatrique marqué (attachement au site de naissance et de reproduction) les poussent à revenir année après année sur les mêmes sites de reproduction même ceux-ci ont perdu les caractéristiques requises permettant le succès ou la de la réalisation de la nidification (Burger et Gochfeld 1994 ; Jouventin 1994 ; del Hoyo et al. 1992 ; Probst et al. 2000 ; Baker et al. 2002).

Ainsi, le déclin de certaines populations d'oiseaux marins, engendré par la perte ou la dégradation d'habitat au niveau des zones de nidification a déjà été clairement identifié pour certaines espèces comme le pétrel de Madère *Pterodroma madeira*, le pétrel des Bermudes *Pterodroma cahow*, le pétrel de Gould *Pterodroma leucoptera* et le pétrel des Hawai'i *Pterodroma sandwichensis* (Carlile et al. 2003). Dans le cas précis de la présente étude, la dégradation des conditions environnementales et d'habitats au niveau des sites de reproduction du pétrel de Tahiti, suite au développement de l'activité minière, ont clairement eu des effets négatifs et compromettent le maintien durable des populations présentes

(visiteuses ou éventuellement reproductrices) au niveau des sites étudiés. Comme indiqué plus haut, s'ajoutent à cet effet, celui des pressions exercées par les prédateurs introduits (rongeurs et chats harets) qui peuvent occasionner des impacts forts sur les populations de pétrels, affectant les différents stades démographiques, y compris, dans le cas du chat haret, le stade démographique adulte dont la survie inter-annuelle des individus constitue le paramètre-clé de la viabilité des populations (e.g. Le Corre, 2008).

En termes de perturbation anthropique, la pollution lumineuse fait partie des menaces les plus importantes, les jeunes Procellariidae étant très sensibles à la lumière, de même qu'une partie des adultes (Le Corre et al. 2002 ; BirdLife International 2011 ; Gineste 2016 ; Rodriguez et al., 2017). Ceux-ci, après avoir été attirés par les lumières se retrouvent totalement vulnérables face aux prédateurs une fois au sol. En zone urbaine, des collisions fatales peuvent être fréquentes également. En 2007, un suivi d'échouage de pétrels de Tahiti et d'autres espèces d'oiseaux marins a eu lieu au niveau des zones de Népoui, Koné et Voh (Delelis et al. 2007) et la probable intensification lumineuse de la zone suite à son développement économique et industriel crée sans doute des conditions défavorables pour les pétrels.

Dans ce cadre général, la réalisation d'une étude diachronique comme celle conduite sur le massif du Koniambo en partenariat avec KNS a constitué une opportunité scientifique tout à fait unique d'apporter des informations détaillées sur les conséquences délétères du développement des activités minières sur la dynamique des populations de Pétrels de Tahiti.

Le pétrel de Tahiti est donc une espèce à enjeux de conservation forts, qui constitue une espèce modèle pertinente pour

- Comprendre les conséquences de l'exploitation minière sur la biodiversité des massifs ;
- Développer des stratégies et méthodologies novatrices en matière de conservation et restauration des populations notamment post-exploitation minière.

Les résultats obtenus montrent que les impacts sont notables et que la conservation de populations de pétrels dans les massifs exploités devra passer par la mise en œuvre d'opérations de restauration de populations et de colonies et de dynamisation artificielle de colonies.

3.2.2. ACQUISITION DES CONNAISSANCES BIOLOGIQUES COMPLÉMENTAIRES SUR LE PÉTREL DE TAHITI – VERS UNE MEILLEURE CONNAISSANCE DE LA PHÉNOLOGIE DE REPRODUCTION ET DU COMPORTEMENT AU NIVEAU DU TERRIER

Dans la perspective éventuelle d'une translocation de poussins de pétrel de Tahiti ou plus généralement de dispositifs artificiels de dynamisation de la reproduction, les connaissances biologiques qu'il est nécessaire d'acquérir sur cette espèce concernent tout d'abord le calendrier de la reproduction et tout particulièrement la date de l'éclosion.

Les informations sur le développement des poussins (courbe de poids et longueur d'aile) permettent de déterminer les paramètres intervenant dans la sélection des poussins pour leur translocation. La fréquence des nourrissages et la quantité de nourriture par repas, permettant d'ajuster au mieux la phase de nourrissage artificiel, doivent également être connues. Il est aussi indispensable de situer l'émergence, l'étape à laquelle le poussin commence à sortir de son terrier. La date et l'âge du jeune à l'envol sont d'autres paramètres à connaître. Enfin l'âge du premier retour sur la colonie et de la première reproduction font partie des informations clefs qui permettent notamment d'optimiser le suivi sur le site de lâcher et de fixer le nombre minimum de transferts.

Dans ce volet d'étude, nous avons cherché à

- Déterminer le calendrier de la reproduction du pétrel de Tahiti ;
- Analyser son comportement reproductif, notamment en estimant la fréquence de nourrissage du poussin, en situant son émergence et en évaluant son âge à l'envol ;
- Évaluer l'exposition au risque de prédation par les prédateurs introduits liés au comportement des oiseaux au niveau de leurs sites de reproduction.

3.2.2.1. Matériels et méthodes

Deux terriers présentant des signes d'activité de pétrels de Tahiti en massif minier ont été identifiés le 5 avril 2016 dans le secteur Alpha Sud du massif de Tiébaghi. Leur contenu a été vérifié à l'aide d'un endoscope.

L'un d'eux (terrier #709) contenait un adulte incubant un œuf alors que le second contenait des plumes de pétrel. Au vu des difficultés à trouver des terriers en reproduction sur massif minier et à titre de comparaison, des terriers ont été recherchés sur l'îlot Mato (Lagon Sud).

Ainsi, trois autres terriers de reproduction ont été découverts sur l'îlot Mato en 2016 et 7 supplémentaires en 2017 alors qu'une vingtaine de terriers visités par l'espèce y ont été identifiés.

Tous les terriers identifiés ont fait l'objet d'un suivi régulier, leur contenu étant régulièrement inspecté à l'aide d'un endoscope afin de déterminer leur utilisation pour la reproduction ainsi que la phénologie de la reproduction (dates de ponte, d'éclosion, d'envol du poussin).

Des pièges-photos (Moultrie® M1100i) ont été installés au niveau de la plupart des terriers en reproduction afin de

- Suivre l'activité des pétrels (fréquence des relèves des adultes durant l'incubation, fréquence des nourrissages du poussin, activité hors terrier des adultes et du poussin…),
- Préciser la phénologie de la reproduction, et
- Estimer les risques de prédation par les prédateurs introduits (chats et rats) notamment.

3.2.2.2. Résultats obtenus concernant la phénologie de reproduction des pétrels de Tahiti

La phénologie de reproduction (dates de ponte, d'éclosion et d'envol) a pu être estimée pour 4 terriers en 2016 et 8 terriers en 2017 grâce au suivi régulier du contenu à l'aide d'un endoscope et au suivi de l'activité des pétrels au niveau de ces terriers via les pièges-photos (figure 18). De plus, la découverte de 3 jeunes proches de l'envol en 2017 sur l'îlot Mato et sur la presqu'île de Pindaï, nous a également permis d'estimer la phénologie pour 3 couples supplémentaires.

On remarque un étalement de la période de ponte entre les sites et au sein d'un même site puisque des terriers actifs proches peuvent présenter plusieurs semaines ou mois de décalage phénologique. Cependant, nous pouvons observer un pic de reproduction en 2017 avec un pic de ponte de mi-mai à mi-juillet et d'envol de fin-octobre à fin décembre.

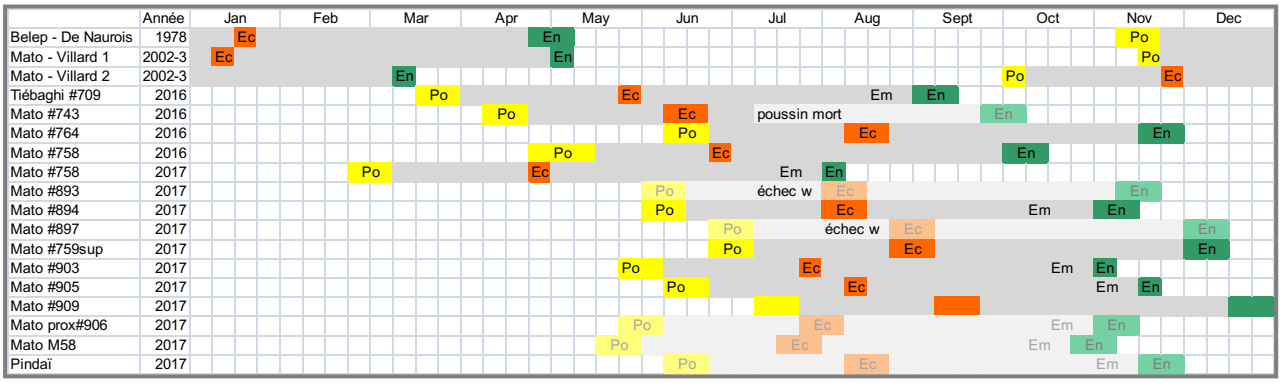

Figure 18 : Phénologie de la reproduction du pétrel de Tahiti

Phénologie estimée pour 4 et 8 terriers de reproduction suivis en 2016 et 2017 respectivement, ainsi que pour 3 jeunes proches de l'envol découverts en 2017 et données issues de De Naurois 1978 et Villard et al. 2006. Po : ponte, Ec : éclosion, Em : émergence, En : envol.

Il est important de noter que ce travail d'investigation phénologique initié dans le cadre de ce projet se poursuit actuellement selon des méthodologies identiques dans le cadre de la thèse de doctorat d'Angélique Pagenaud (IRD/UNC) et que d'ici 2021 des résultats plus complets, incluant davantage de sites de reproduction seront disponibles et publiés.

3.2.2.3. Résultats obtenus concernant le comportement reproductif des pétrels de Tahiti

La reproduction des pétrels de Tahiti pu faire l'objet d'un suivi au niveau du terrier #709 via un piège-photo automatisé pendant 4 mois consécutifs entre le 22 avril 2016 et le 20 septembre 2016, par l'examen de 2900 photographies. En outre cinq vérifications directes du contenu du terrier ont été réalisées à l'aide d'un endoscope, les 22 avril, 12 mai, 18 mai, 09 juin et 20 septembre 2016. Après examen des photographies, une relève d'incubation (nombre de jours consécutifs passés par chaque parent sur l'œuf entre les changements de couveur) semble durer 7,3 jours en moyenne (6-9 jours, n = 3).

Les oiseaux adultes ont été actifs hors du terrier (exercice des ailes, aménagement de l'entrée et des alentours du terrier par déplacement de feuilles, brindilles…) en moyenne 11,8 minutes par nuit (3,2 sorties par nuit et 3,7 minutes par sortie) au cours de 6 nuits différentes pendant la période d'incubation. La date d'éclosion de l'œuf est estimée entre le 25 et le 29 mai.

Le poussin semble avoir été nourri tous les 2,4 jours en moyenne (1-9 jours, n = 39). Les adultes ont été actifs hors du terrier en moyenne 5,1 minutes par nuit (1,4 sorties par nuit et 3,4 minutes par sortie) au cours de 8 nuits différentes pendant l'élevage du jeune. Le poussin est sorti pour la première fois du terrier (émergence) durant la nuit du 15 au 16 août, soit à l'âge de 78-82 jours. Il est ensuite sorti systématiquement toutes les nuits (exercice des ailes, exploration des alentours du terrier) jusqu'à la fin de l'enregistrement, le 31 Août du fait des batteries totalement déchargées. Ainsi, le poussin a été actif hors du terrier en moyenne 138,8 minutes par nuit (8-361 minutes, n = 16) effectuant en moyenne 2,4 sorties par nuit (1-4 sortie, n = 16) d'une durée moyenne de 59,4 minutes par sortie (2-361, n = 40).

L'envol du jeune n'a malheureusement pas pu être enregistré, le piège-photo ayant cessé de fonctionner le 31 août au soir. Il a vraisemblablement eu lieu dans les 10 premiers jours de septembre, si le jeune n'a pas été prédaté durant cette période sans photographie. L'envol aurait donc eu lieu alors que le poussin était âgé de 99-108 jours.

Les pièges-photos installés au niveau de deux terriers de reproduction sur l'îlot Mato n'ont malheureusement pas fourni d'informations aussi détaillées que le terrier #709 du massif de Tiébaghi et n'ont pas permis une analyse fine des comportements reproductifs de l'espèce.

D'autres données issues de pièges-photos supplémentaires installés plus récemment sur les terriers de reproduction de l'îlot Mato et de l'îlot Némou seront prochainement en cours d'analyse après un cycle annuel complet d'enregistrement et apporteront des éléments de compréhension plus détaillés dans le cadre de la finalisation de la thèse de doctorat d'Angélique Pagenaud (2021).

	Avril				Mai				Juin				Juillet				Août				Septembre			
	Contenu	Pétrel	Rat	Chat	Contenu	Pétrel	Rat	Chat	Contenu	Pétrel	Rat	Chat	Contenu	Pétrel	Rat	Chat	Contenu	Pétrel	Rat	Chat	Contenu	Pétrel	Rat	Chat
1					1 A+O				1 P+A	N			1 P	N			1 P	N			1			
2					2 A+O				2 P+A				2 P	N			2 P	N			2			
3					3 A+O				3 P	N			3 P				3 P				3			
4					4 A+O				4 P	N			4 P				4 P				4			
5					5 A+O	R			5 P+A	N			5 P	2N			5 P	N			5			
6					6 A+O				6 P+A	N			6 P	N			6 P				6			
7					7 A+O				7 P+A				7 P	N			7 P				7			
8					8 A+O				8 P				8 P	N			8 P				8			
9					9 A+O				9 P				9 P	N			9 P				9			
10					10 A+O				10 P+A?	N			10 P				10 P				10			
11					11 A+O				11 P				11 P				11 P				11			
12					12 A+O	R			12 P				12 P	N			12 P				12			
13					13 A+O				13 P	N			13 P				13 P				13			
14					14 A+O				14 P+A				14 P				14 P	N			14			
15					15 A+O				15 P	N			15 P	N			15 P				15			
16					16 A+O				16 P				16 P				16 P				16			
17					17 A+O				17 P				17 P				17 P				17			
18					18 A+O				18 P				18 P				18 P				18			
19					19 A+O				19 P	N			19 P	N			19 P				19			
20					20 A+O				20 P				20 P				20 P				20 Vide			
21					21 A+O	R			21 P	N			21 P				21 P				21			
22	A+O				22 2A+O				22 P	N			22 P	N			22 P				22			
23	A+O				23 A+O				23 P	2N			23 P				23 P				23			
24	A+O				24 A+O				24 P				24 P	N			24 P				24			
25	A+O				25 P?+A				25 P	N			25 P				25 P				25			
26	A+O				26 P?+A				26 P	N			26 P	N			26 P				26			
27	A+O				27 P?+A				27 P				27 P				27 P				27			
28	A+O				28 P?+A	R/N			28 P				28 P				28 P				28			
29	A+O				29 P?+A				29 P	N			29 P				29 P				29			
30	A+O				30 P+A	N			30 P				30 P				30 P				30			
					31 P+A	N							31 P				31 P							

	Pas de piège-photo
	Observation avec un endoscope
	Visite par un pétrel adulte
	Activité des pétrels hors terrier
	Visite par un/des rat/s
	Visite parun chat
A	Adulte
O	Œuf
P	Poussin
R	Relève incubation
N	Nourrissage

Figure 19 : Suivi de l'activité des pétrels de Tahiti au niveau du terrier #709.

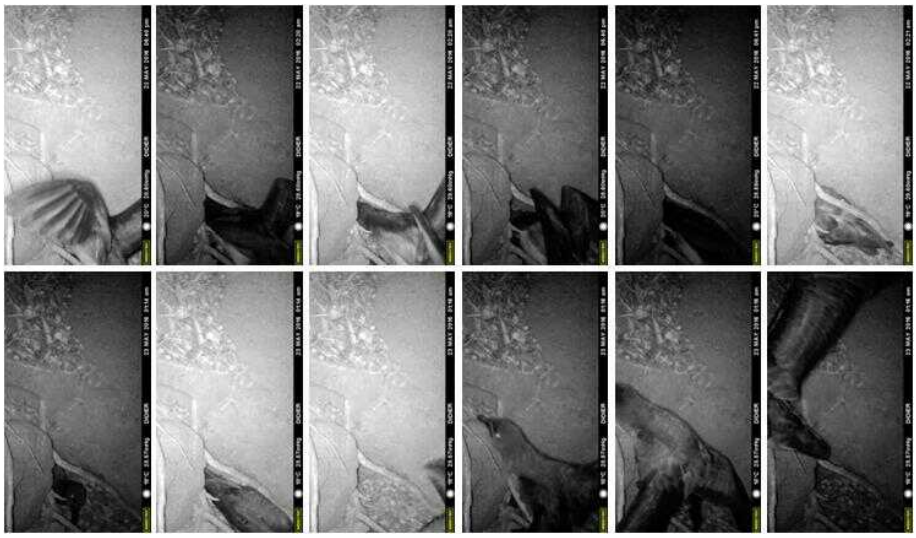

Figure 20 : Pétrel de Tahiti adulte venant au terrier #709 (partie haute) pour relever son partenaire couvant l'œuf, puis départ du partenaire (partie basse)

3.2.2.4. Résultats concernant la visite des terriers de reproduction par les prédateurs introduits

Le piège-photo installé au niveau du second terrier découvert dans le secteur Alpha Sud du massif de Tiébaghi, et situé à proximité du terrier #709, a enregistré un cas de prédation d'un pétrel de Tahiti adulte. Un couple était vraisemblablement en cours de préparation du terrier

pour la reproduction. La nuit du 18 au 19 mai un individu est filmé entrant dans ou présent devant le terrier à 6 reprises. Le 19 mai au soir, le piège-photo, programmé en mode vidéo, filmait la mise à mort d'un individu par un chat (vraisemblablement le même chat que celui pris en photo visitant le terrier #709).

Durant les 4 mois d'enregistrement au niveau du terrier #709, un chat haret (vraisemblablement le même individu) est venu visiter le terrier 9 fois au minimum (on ne peut pas exclure des visites supplémentaires à proximité du terrier qui auraient été hors champs du piège-photo).

En outre, la nuit du 10 au 11 juillet, le piège-photo a été déclenché 3 fois successivement par des mouvements hors-champs mais un bout d'aile peut être observé sur un des clichés alors que l'on n'observe pas de visite par un pétrel adulte à ce moment-là.

Cette observation, couplée à la diminution subite de la fréquence des nourrissages (nourrissage tous les 1,75 jours en moyenne avant le 10 juillet vs. tous les 3,4 jours après le 10 juillet) et à l'absence de visite du terrier par deux adultes la même nuit (2 cas avant le 10 juillet) à partir de cette date, laisse malheureusement suspecter la prédation probable d'un des deux parents de ce terrier de reproduction.

Au cours des 4 mois d'enregistrement au niveau du terrier #709, le terrier a été visité par un (des) rat(s) au cours de 25 nuits au minimum, avec parfois plusieurs visites différentes au cours de la même nuit. Dans un certain nombre de cas, le rat a été observé pénétrant à l'intérieur même du terrier.

3.2.2.4.1. Discussion

Les observations réalisées dans le cadre de ce projet ont confirmé ce que nous suspections, à savoir que le pétrel de Tahiti présente une reproduction très asynchrone qui semble avoir potentiellement lieu toute l'année. En outre, la présence à terre du pétrel de Tahiti tout au long de l'année (activité vocale enregistrée sur différents sites tous les mois de l'année) conforte l'hypothèse d'un cycle de reproduction asynchrone, au cours duquel les périodes d'absence n'apparaissent pas clairement, ou alors sur de courtes durées comme ce fut le cas lors des dernières semaines d'octobre sur Tiébaghi.

Ainsi, en distinguant sa saisonnalité, sa durée et son caractère synchrone ou non, le cycle de reproduction du pétrel de Tahiti peut être débattu à l'aune de plusieurs hypothèses.

Une reproduction constatée à différentes périodes de l'année à l'échelle de la population peut refléter

- Un cycle de reproduction synchrone mais subannuel au niveau du couple reproducteur. Ce cas est notamment illustré par la population des Galapagos de *Puffinus lherminieri* dont la durée moyenne du cycle reproducteur est de neuf mois (Harris 1969) ;
- Un cycle annuel non saisonnier peut également entraîner un patron de présence sur les colonies plus ou moins uniforme comme dans le cas de *Puffinus nativitatis* sur Kiritimati (Schreiber & Ashmole 1970) ; enfin,
- Une reproduction sur douze mois peut présenter deux pics de ponte inégaux, espacés d'environ six mois, comme dans le cas de *Pterodroma alba* sur Kiritimati où les reproducteurs adoptent un cycle annuel sans changer de période de ponte y compris après un échec (Schreiber & Ashmole 1970).

Nous appuyant sur ces premiers travaux initiés dans le cadre du projet TRANSLOC-PETRELS, un effort particulier a pu être fait récemment pour équiper d'autres terriers de pièges photographiques automatisés et mettre en œuvre un suivi régulier de certaines colonies. Ces opérations, intégrées dans la thèse de doctorat d'Angélique Pagenaud, feront l'objet de futurs résultats qui seront publiés en 2021.

Au cours de la période d'incubation, les pétrels de Tahiti adultes sortaient environ toutes les 3-4 nuits en restant en moyenne 12 minutes dehors. Pendant l'élevage des poussins, les adultes venaient le nourrir en moyenne tous les 2,4 jours et ont été actifs hors du terrier seulement au cours de 8 nuits (sur 76 nuits) pendant 5 minutes en moyenne.

Les observations comportementales réalisées au niveau d'un terrier de reproduction grâce à un piège-photo montrent donc que les pétrels de Tahiti adultes passent plus de temps à l'extérieur du terrier pendant la période d'incubation que durant le nourrissage du poussin. En effet, pendant l'incubation, ils semblent passer beaucoup de temps à entretenir leur terrier (déplacement de brindilles et feuilles dans le terrier et à l'entrée) et éventuellement à le défendre alors que pendant le nourrissage, ils viennent principalement pour nourrir le poussin ou rester avec lui. L'émergence du poussin a eu lieu alors qu'il était âgé d'environ 80 jours. A partir de l'émergence, le poussin est sorti toutes les nuits et est resté plus de 20 minutes à l'extérieur dès la nuit suivant l'émergence. Il a passé un temps très important à l'extérieur du terrier puisqu'il y restait en moyenne près de 2h20 par nuit.

Au vu du temps important passé par les pétrels de Tahiti en dehors du terrier, et ce de façon très régulière, en particulier pour le poussin, ce travail confirme à quel point cette espèce est particulièrement exposée au risque de prédation par les chats harets et d'éventuels autres prédateurs. En outre, le terrier de reproduction sur le massif de Tiébaghi a été régulièrement visité par un chat haret qui a prédaté un adulte prospecteur ou pré-reproducteur au niveau d'un autre terrier à proximité et qui a peut-être prédaté un des adultes reproducteurs de ce terrier. Les risques de prédation par les rats sur l'œuf ou le poussin de pétrel ne sont également pas négligeables au vu de la fréquence élevée des visites du terrier de reproduction par ce prédateur introduit. En effet, les rats ont visité le terrier 25 nuits sur 112 nuits de bonne condition d'enregistrement, la fréquence des visites augmentant entre l'éclosion et l'émergence du poussin (23 nuits avec la visite d'un rat sur 76 nuits).

Ce comportement particulièrement marqué à l'extérieur des terriers de reproduction, mis en évidence chez le pétrel de Tahiti, est susceptible d'avoir des répercussions notables en cas de translocation de poussins et d'élevage manuel au sein de terriers artificiels, mais également plaident clairement pour un contrôle particulièrement actif des prédateurs introduits au niveau des sites artificiels de reproduction au risque sinon de condamner les éventuelles reproductions à l'échec.

3.2.3. ACQUISITION DES CONNAISSANCES BIOLOGIQUES COMPLÉMENTAIRES SUR LE PÉTREL DE TAHITI – PATRONS D'ACTIVITÉS VOCALES

La plupart des Procellariidés (pétrels et puffins) à nidification hypogée sont présents et actifs sur leur site de nidification uniquement de nuit. Ce comportement est généralement considéré comme une réponse adaptative de ces espèces au risque de prédation, en limitant les risques de rencontre avec les prédateurs diurnes (e.g., Watanuki 1986, Keitt *et al.* 2004), ou à la disponibilité en proies, puisque les patrons d'alimentation dépendent de la migration verticale des proies (Imber 1975, Brooke & Prince 1991, Klomp & Furness 1992, McNeil et al. 1993).

Bien que les patrons de présence et d'activité ont été décrits chez plusieurs de ces espèces (e.g., Harris 1974, Grant *et al.* 1983, Simons 1981), l'analyse détaillée des facteurs environnementaux spécifiques affectant ces patrons sont beaucoup plus rares (Bourgeois *et al.* 2008), la plupart des études existantes concernant essentiellement l'effet de la lune (Watanuki 1986, Bretagnolle 1990, Granadeiro *et al.* 1998, Bretagnolle *et al.* 2000, Mougeot & Bretagnolle 2000, Keitt *et al.* 2004, Rubolini *et al.* 2015).

Pourtant, l'activité vocale des oiseaux marins nocturnes a tendance à être utilisée dans l'estimation de la distribution, des effectifs reproducteurs et des tendances démographiques de ces espèces (Buxton & Jones 2012, Buxton *et al.* 2013, Oppel *et al.* 2014, Borker *et al.* 2015, Gineste *et al.* 2017, Raine *et al.* 2017) et peut être un facteur déterminant dans

l'exposition au risque de prédation par les prédateurs nocturnes et dans l'attractivité des sites de nidification.

Il apparaît donc essentiel de comprendre l'influence des facteurs environnementaux sur les patrons d'activité vocale de ces espèces.

Comme cela a été montré dans la synthèse bibliographique portant sur les connaissances sur le pétrel de Tahiti, d'importantes lacunes demeurent sur les données de reproduction, de biologie, de comportement ou d'écologie de cette espèce. En outre, les estimations de la distribution et de la taille des populations actuellement disponibles sont généralement basées sur le nombre de chants entendus pendant la nuit (Pandolfi Benoit & Bretagnolle 2002, Delelis et al. 2007), alors que les patrons d'activité vocale de l'espèce ou les facteurs environnementaux qui peuvent affecter ces patrons sont encore méconnus.

Enfin, dans la perspective d'opérations de translocation, de dynamisation de sites de nidification et/ou de création de nouveaux sites de nidification via notamment l'attraction vocale de cette espèce, il était essentiel de connaître et de comprendre les patrons d'activité vocale du pétrel de Tahiti. Nous avons donc étudié ces patrons d'activité et testé l'influence de facteurs environnementaux via des enregistreurs sonores automatiques.

3.2.3.1. Matériels et méthodes

Cette étude a été réalisée sur le massif minier de Tiébaghi localisé sur la côte nord-ouest de la Grande Terre. Cette zone d'étude a été intensivement prospectée en vue de découvrir des colonies actives de pétrel de Tahiti. Cette recherche consistait en des points d'écoutes nocturnes et prospection de terrain des zones actives identifiées le soir, durant la journée du lendemain.

Ces prospections ont conduit à la découverte, le 5 avril 2016, d'une petite colonie (2 terriers actifs : un contenant un adulte couvant un œuf et un autre avec des signes de fréquentation récente, i.e. plumes fraîches) dans le secteur Alpha Sud. Un enregistreur de signaux acoustiques (SongMeter SM2, Wildlife Acoustic Inc. ; Fig. 21) a alors été installé dans cette zone.

Figure 21 : Enregistreur sonore automatisé mis en place sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud)

Le chant des pétrels de Tahiti étant compris entre 7 à 8 kHz (Rauzon & Rudd, 2014), le SM2 a été réglé à un taux de 24 kHz en stéréo afin d'enregistrer tous les chants.

Du fait des limites imposées par l'autonomie des batteries des SM2, deux programmes d'enregistrements différents ont été utilisés au cours de deux sessions (Tab. 6). La première session a enregistré toute la nuit sur 10 jours, alors que la deuxième a enregistré 2h en début de nuit sur deux mois. Les enregistrements des deux sessions ont été analysés avec le logiciel GoldWave v6.24 (https://www.goldwave.com). Chaque chant enregistré par le SM2 a été caractérisé par sa date et son heure d'émission. Les données provenant des deux sessions ont été analysées avec le logiciel R version 3.3.2 (R Core Team 2016) avec les packages "stats", "mass", "chron", "AICmodavg", "Jpeg", "pscl", "lmtest", "ggplot2".

Le but de la session 1 était d'identifier les patrons d'activité vocale pendant la nuit, en particulier l'existence de pics d'activité. Nous avons donc déterminé le nombre de chants enregistrés par tranche de 30 minutes tout au long de la nuit.

Au cours de la session 2, nous avons enregistré l'activité vocale pendant le pic d'activité (2 premières heures de la nuit) dans le but d'analyser l'influence des variables environnementales sur l'activité vocale et ainsi d'identifier un ou plusieurs facteurs qui pourraient prédire l'arrivée des pétrels de Tahiti, leur présence/absence d'activité vocale et l'intensité de l'activité vocale.

Tableau 6 : Sessions d'enregistrement effectuées sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud) en 2016 et qui ont été analysées dans le cadre de ce programme

Sessions	Période d'enregistrement	Programmation	Heures (Début-Fin)	Temps total d'enregistrements (h)
Session 1	18-28 Mai	1h30 d'enregistrement 1 min de pause	18h30 - 5h37	111
Session 2	9 Juin - 8 Août	Enregistrement continu	18h49 - 20h49	122

Afin d'identifier un paramètre qui permettrait de prédire efficacement l'arrivée des pétrels de Tahiti sur leur site de nidification, nous avons considéré deux standards décrivant le début de la période d'obscurité : le crépuscule astronomique (i.e., temps à partir duquel le soleil est à 18 degrés en dessous de l'horizon en fin de journée : le soleil n'illumine plus le ciel), et le coucher de la lune (i.e., temps à partir duquel les bords de la lune s'enfoncent en dessous de l'horizon).

Ces paramètres ont été obtenus en entrant les coordonnées géographiques du site de Tiébaghi dans le calculateur AA.USNO (Astronomical Application Department of the US Naval Observatory, http://aa.usno.navy.mil/data/docs/RS_OneYear.php). Nous avons déterminé le paramètre prédisant le mieux l'arrivée des pétrels en calculant l'intervalle de temps entre le crépuscule astronomique/coucher de la lune et l'arrivée des oiseaux et en identifiant celui qui était le plus faible (Test de Wilcoxon, échantillon de petite taille apparié).

Afin de tester l'effet des facteurs environnementaux sur les patrons d'activité des pétrels de Tahiti (présence/absence d'activité vocale, intervalle de temps entre le crépuscule prédisant le mieux l'arrivée des pétrels et le premier contact vocal et intensité de l'activité vocale, i.e. nombre de chants au cours des deux premières heures de la nuit), nous avons considéré 7 variables explicatives :

1. La phase lunaire reflétant l'intensité de l'éclairement lunaire (PL1)
2. La phase lunaire reflétant le nombre de jours après le premier début de nuit avec une heure d'obscurité suite à la pleine lune (PL2)

3. L'obscurité en début de nuit (fort éclairement lunaire, faible éclairement lunaire, pas de lune)
4. La pluviométrie (mm)
5. La vitesse du vent (m/s)
6. La direction du vent (0-180° par rapport à l'accès le plus direct au site depuis la mer)
7. La pression atmosphérique (hPa)

Comme un cycle lunaire total est de 29.5 jours en moyenne et que l'intensité d'une lune montante est comparable à celle d'une lune descendante (Bourgeois et al. 2008), la phase lunaire représentant l'intensité de l'éclairement lunaire (PL1) a été définie comme l'âge de la lune à partir de la nouvelle lune (phase lunaire = 0) jusqu'à la pleine lune (phase lunaire = 14.75). PL1 a été utilisée pour expliquer l'intervalle de temps entre le crépuscule prédisant le mieux l'arrivée des pétrels et le premier contact, ainsi que la présence/absence d'activité vocale.

Nous avons également supposé qu'après plusieurs nuits où les conditions de luminosité ont été défavorables (éclairement lunaire important), les pétrels de Tahiti présenteraient un pic d'activité vocale dès les premières nuits avec au moins une heure d'obscurité suite à la pleine lune. Pour tester cette hypothèse, nous avons défini une seconde variable de la phase lunaire (PL2) pour laquelle le premier début de nuit sans lune (une heure sans lune entre le crépuscule astronomique et le lever de la lune) suite à la pleine lune a été considéré comme l'âge de la lune = 0. PL2 a donc été utilisée pour expliquer l'intensité de l'activité vocale.

Nous avons combiné PL1 et la nébulosité (octas) pour déterminer l'obscurité en début de nuit (fort éclairement lunaire, faible éclairement lunaire, pas de lune). La nébulosité comportait 8 classes décrivant la proportion de nuages dans le ciel, variant d'un ciel sans nuages (nébulosité = 0 octa) à un ciel totalement couvert (nébulosité = 8 octas). Les données de nébulosité ont été fournies par la station de l'aérodrome de Koumac. Les trois niveaux d'obscurité en début de nuit ont ensuite été définis comme obscure ou sans lune (obscurité = 3 ; PL1 = 0 ou lune couchée), faible éclairement lunaire (obscurité = 2 ; lune obscurcie par une nébulosité ≥ 4 octas, et/ou PL1 ≤ 4) et fort éclairement lunaire (obscurité = 1 ; PL1 > 4 et nébulosité < 4 octas).

Enfin, les données climatiques (pluviométrie, pression atmosphérique et vent) au niveau de la plus proche station météorologique (Koumac) ont été obtenues auprès de Météo France Nouvelle-Calédonie.

L'influence des 7 variables environnementales sur les patrons d'activité vocale des pétrels de Tahiti (3 variables) a ensuite été testée en utilisant des GLM (Generalized Linear Model).

Ainsi, les 55 combinaisons possibles des 6 variables explicatives (utilisation de PL1 ou PL2 selon les modèles) ont été incluses comme modèles compétitifs dans les GLM en utilisant la distribution binomiale pour la présence/absence d'activité vocale, la distribution Gaussienne pour l'intervalle de temps entre le crépuscule prédisant le mieux l'arrivée des pétrels et le premier contact vocal et la distribution binomiale négative pour l'intensité de l'activité vocale (Zeileis *et al.* 2008).

Nous avons ensuite classé les modèles en utilisant le critère d'information Akaike (Burnham & Anderson 2003, Symonds & Moussalli 2011) pour de petits échantillons (AICc). Puis nous avons calculé les différences entre l'AICc de chaque modèle et le plus bas AICc (ΔAICc) ainsi que le poids AICc (wAICc).

Le meilleur modèle a été sélectionné tel que ΔAICc ≤ 2 avec l'intervalle de confiance à 95% des coefficients ne recoupant pas zéro (Burnham & Anderson 2003).

Ensuite, l'importance de chaque modèle et sa qualité d'ajustement ont été testées en utilisant les Log-likehood ratios (LR) et des Pearson Chi-Squared (P) tests (Johnson & Omland 2004, Bourgeois *et al.* 2008).

3.2.3.2. Résultats obtenus

3.2.3.2.1. Heure d'arrivée des pétrels de Tahiti

Pour les débuts de nuit éclairés et peu éclairés, l'intervalle de temps le plus court entre les crépuscules considérés (crépuscule astronomique et coucher de la lune) et l'arrivée des pétrels de Tahiti s'est produit pour le crépuscule astronomique (23,6 min, P < 0.001 vs. 42,9 min, P < 0.001 respectivement ; Fig. 22). Le test de Wilcoxon ne détecte pas de différence significative entre les deux crépuscules pour les débuts de nuit sans lune. Nous avons donc considéré que le crépuscule astronomique était le paramètre le plus adapté pour prédire l'arrivée des pétrels de Tahiti sur leur site de reproduction.

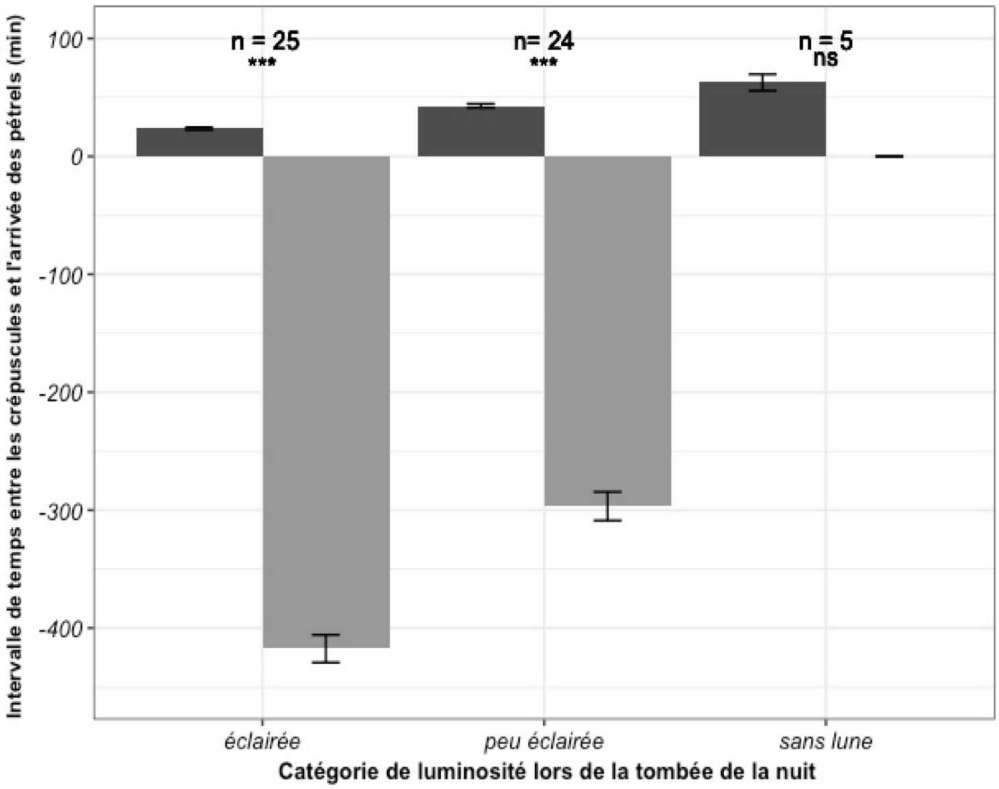

Figure 22 : Intervalle de temps entre l'arrivée des pétrels de Tahiti et deux crépuscules standards : le crépuscule astronomique (en noir) et le coucher de la lune (en gris) pour les débuts de nuit éclairés, peu éclairés et sans lune.

Les résultats des tests de Wilcoxon et les nombres totaux de données dans les échantillons sont indiqués au-dessus de chaque catégorie.

Les enregistrements acoustiques des pétrels de Tahiti lors de la session 1 ont mis en évidence une diminution du nombre de chants au cours de la nuit (Fig. 23), avec cependant une reprise de l'activité entre 1h00 et 2h00 du matin. À partir de 3h00 du matin plus aucun chant n'a été entendu. L'activité vocale a été la plus intense entre 19h00 et 20h00 (11,0 et 10,8 chants par 30 minutes respectivement de 19h00 à 19h30 et de 19h30 à 20h00). Le pic d'activité vocale a été enregistré durant les deux premières heures de la nuit (18h30-20h30) incluant 43,0 % du nombre moyen total de chants enregistrés au cours de la nuit.

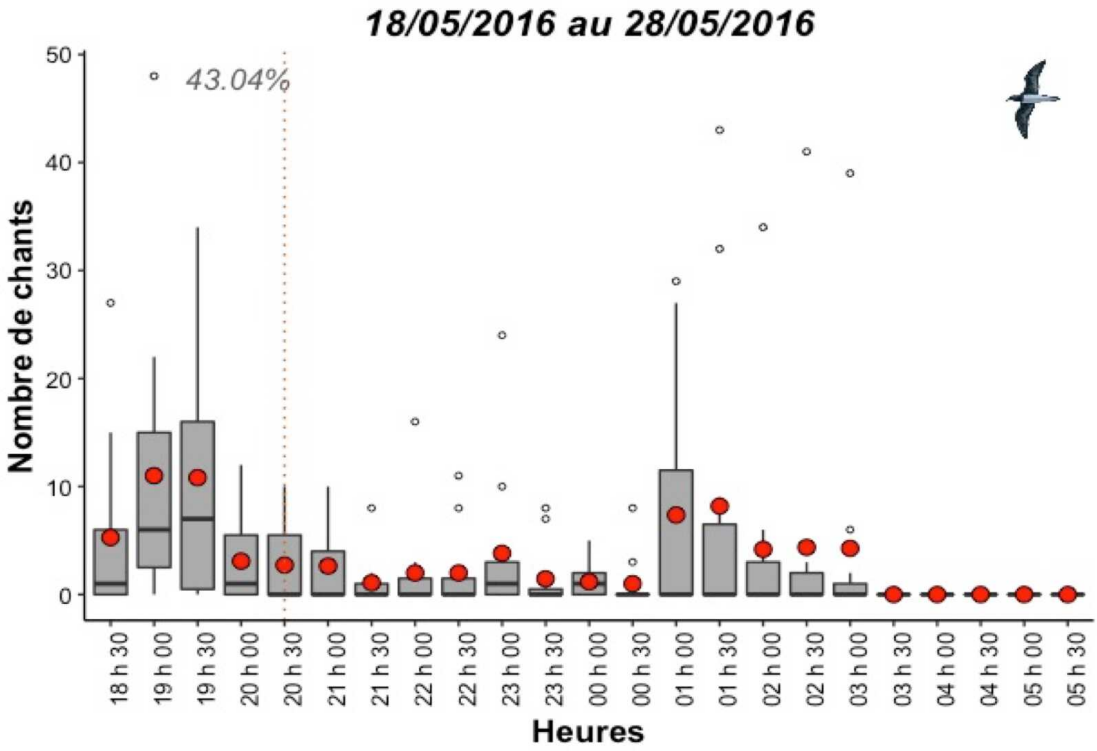

Figure 23 : Patron d'activité vocale des Pétrels de Tahiti au cours de la nuit sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud) pour la période du 18 au 28 mai 2016.

Le nombre de chants par 30 minutes est représenté avec une pause de 15 min toutes les 90 min. Les points rouges indiquent la moyenne du nombre de chants pour chaque boîte à moustache. La ligne en pointillé orange montre le pourcentage du nombre total de chants dans les deux premières heures (18h30 à 20h30).

3.2.3.2.2. Influence des variables environnementales sur les patrons d'activité vocale des pétrels

Parmi les 55 modèles compétitifs utilisés pour prédire la présence ou non d'activité vocale du pétrel de Tahiti, 10 ont présenté un Δ AICc ≤ 2. Cependant ces 10 modèles avaient des intervalles de confiance à 95% des coefficients recoupant zéro, ne permettant pas de les sélectionner. De ce fait, aucune variable environnementale ne semble influencer la présence/absence d'activité vocale de façon significative.

Parmi les 55 modèles utilisés pour prédire l'intervalle de temps entre le crépuscule astronomique et l'arrivée des pétrels, seuls les modèles LT2 et LT3 ont présenté un ΔAICc ≤ 2 et des intervalles de confiance à 95% des coefficients ne recoupant pas zéro (Tab. 7). Le modèle LT2 inclut uniquement PL1, donnant un effet significativement négatif pour prédire l'intervalle de temps entre le crépuscule astronomique et l'arrivée des pétrels (coefficient ± erreur type : β_{PL1} = -2,61 ± 1,15, z = -2,28, P < 0,05). Le modèle LT3 met en évidence un effet significativement positif de l'obscurité en début de nuit (β_{ODN} = 26,12 ± 11,93, z = -2,19, P < 0,05).

Tableau 7 : Statistiques de 10 modèles compétitifs sur 55 testés pour prédire l'intervalle de temps entre le crépuscule astronomique et l'arrivée des pétrels.

P: pluviométrie, PL1: phase de la lune représentant l'intensité de l'éclairement lunaire, ODN: obscurité en début de nuit, FV: force du vent, DV: direction du vent, PA: pression atmosphérique.

	Modèles	AICc	ΔAICc	wAICc	LR χ2	*P*
LT1	PL1 +PA	519,54	0,00	0,11	7,59	0,13
LT2	PL1	519,65	0,11	0,11	5,14	0,00
LT3	ODN	521,07	1,53	0,05	6,06	0,00
LT4	P + PL1	521,42	1,88	0,04	5,72	0,00
LT5	PA	521,42	1,88	0,04	3,36	0,07
LT6	FV + PA	521,68	2,14	0,04	5,45	0,03
LT7	P + PL1 + PA	521,79	2,25	0,04	7,80	0,16
LT8	ODN + PA	521,81	2,27	0,04	7,77	0,21
LT9	PL1 + FV	521,85	2,32	0,04	5,28	0,00
LT10	PL1 + DV	521,90	2,36	0,03	5,24	0,00

Parmi les 55 modèles utilisés pour prédire l'intensité de l'activité vocale des pétrels de Tahiti, 3 modèles ont montré un ΔAICc ≤ 2 (Tab. 8). Seul le modèle IA1 contenait des intervalles de confiance à 95% des coefficients ne recoupant pas zéro. Ce modèle inclut PL2 et l'obscurité en début de nuit, et met en évidence les effets significativement négatifs de PL2 (β_{PL2} = -0,11 ± 0,04, z = -2,79, P < 0,05 ; Fig. 24) et positif de l'obscurité en début de nuit (β_{ODN} = 1,00 ± 0,39, z = 2,58, P < 0,05) sur l'intensité de l'activité vocale.

Tableau 8 : Statistiques de 10 modèles compétitifs sur 55 utilisés pour prédire l'intensité de l'activité vocale du pétrel de Tahiti.

P: pluviométrie, PL2: la phase lunaire reflétant le nombre de jours après le premier début de nuit avec une heure d'obscurité suite à la pleine lune, ODN: intensité lumineuse en début de nuit, FV : force du vent, DV : direction du vent, PA : pression atmosphérique.

	Modèles	AICc	Δ AICc	wAICc	LR χ2	*P*
IA1	PL2 + ODN	353,06	0,00	0,27	44,52	0,00
IA2	P + PL2 + ODN	354,45	1,39	0,13	45,70	0,00
IA3	PL2 + ODN + PA	354,67	1,61	0,12	45,48	0,27
IA4	PL2 + ODN + FV	355,49	2,43	0,08	44,66	0,00
IA5	PL2 + ODN + DV	355,63	2,56	0,07	44,52	0,00
IA6	P + PL2 + ODN + PA	356,54	3,48	0,05	46,28	0,39
IA7	P + PL2 + ODN + FV	357,07	4,00	0,04	45,76	0,00
IA8	P + PL2 + ODN + DV	357,09	4,03	0,04	45,74	0,00
IA9	PL2 + ODN + DV + PA	357,28	4,22	0,03	45,55	0,26
IA10	PL2 + ODN + FV + PA	357,34	4,28	0,03	45,49	0,31

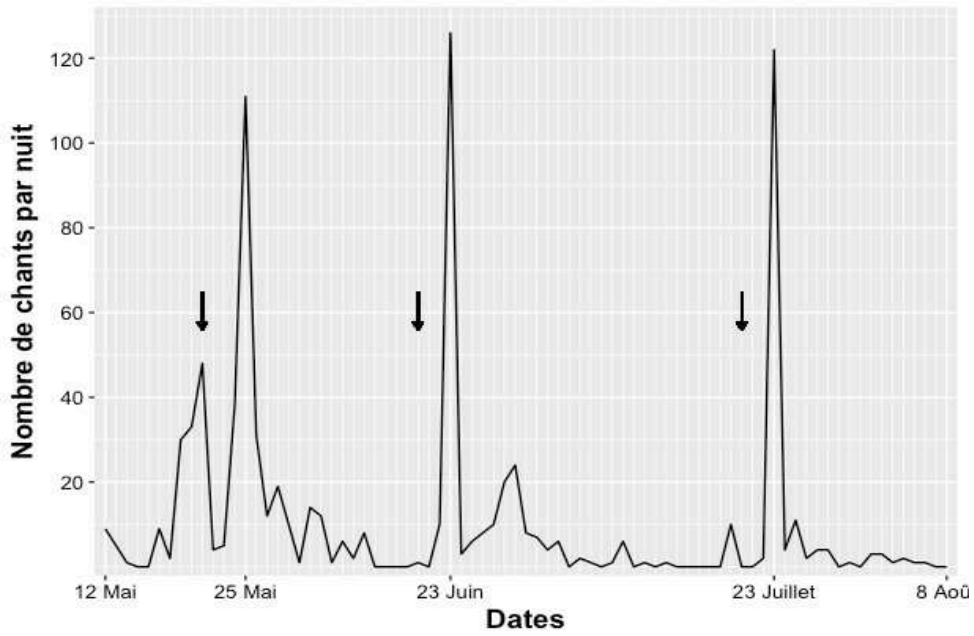

Figure 24 : Intensité de l'activité vocale des pétrels de Tahiti au cours des 2 premières de la nuit sur le massif de Tiébaghi (secteur Alpha Sud) pour les périodes du 12 au 29 mai et du 9 juin au 8 août 2016.

Le nombre de chants au cours des 2 premières heures de la nuit est représenté en fonction de la date. Les flèches noires indiquent les nuits de pleine lune.

3.2.3.3. Discussion

Les données obtenues lors de cette étude sont les premières concernant les patrons d'activité vocale des pétrels de Tahiti en Nouvelle-Calédonie et ailleurs dans le monde.

Ces résultats ont d'abord mis en évidence que l'activité vocale des pétrels se produit principalement en début de nuit, et que le crépuscule astronomique serait le plus adapté pour prédire l'heure d'arrivée des pétrels.

En outre, les pétrels de Tahiti présentent deux pics d'activité vocale au cours de la nuit ce qui est similaire aux patrons d'activité généralement observés chez d'autres Procellariidés (Day & Cooper 1995, Granadeiro *et al.* 1998, Bourgeois *et al.* 2008).

Cependant, le deuxième pic observé chez les autres Procellariidés a généralement lieu juste avant le lever du soleil alors que chez les pétrels de Tahiti, il semble avoir lieu plus tôt dans la nuit.

Nous n'avons pas pu démontrer d'effet significatif de facteurs environnementaux sur la présence/absence d'activité vocale chez les pétrels de Tahiti. Chez d'autres Procellariidés, la force du vent et le stade du cycle de reproduction peuvent affecter la présence/absence d'activité sur les colonies (Bourgeois *et al.* 2008).

Le meilleur paramètre pour prédire l'heure d'arrivée des pétrels de Tahiti sur leurs sites de nidification a été le crépuscule astronomique quel que soit le niveau d'obscurité en début de nuit. Il est donc surprenant que les pétrels de Tahiti ne retardent pas leur activité vocale jusqu'au coucher de lune lorsque l'éclairement lunaire est élevé.

De même, l'intervalle de temps entre le crépuscule astronomique et le premier contact vocal était inférieur lors des débuts de nuit fortement éclairés en comparaison des débuts de nuit peu éclairés ou sans lune. Il semble donc que ces pétrels arrivent plus tôt sur leur site de

nidification quand l'éclairement lunaire est important et restent en mer plus tard quand l'éclairement lunaire est faible ou absent.

Ceci est contraire à ce qui a pu être observé chez d'autres Procellariidés (Bretagnolle *et al.* 2000, Keitt *et al.* 2004, Bourgeois *et al.* 2008) et tend à favoriser l'hypothèse de la recherche efficace de nourriture comme mécanisme expliquant les patrons d'activité des pétrels de Tahiti sur les sites de nidification plutôt que l'hypothèse de l'évitement du risque de prédation. En effet, la recherche de nourriture en mer serait moins efficace durant les nuits de pleine lune, les proies devenant moins détectables et moins accessibles car migrant plus en profondeur lorsque l'intensité lumineuse est plus intense (Rubolini *et al.* 2015). Dans ce cas, les pétrels de Tahiti privilégieraient un retour à terre plutôt que de persister dans une recherche de nourriture infructueuse.

Le stade du cycle de reproduction aurait également pu affecter l'heure d'arrivée des pétrels de Tahiti à terre. Chez les puffins Yelkouan par exemple, le stade du cycle de reproduction a un effet sur l'heure d'arrivée des adultes sur la colonie, en lien avec leurs responsabilités concernant la reproduction (période d'incubation, nourrissage du poussin) (Bourgeois *et al.* 2008). Néanmoins, le fait que la reproduction est asynchrone et a lieu toute l'année chez cette espèce en Nouvelle-Calédonie, il n'était pas possible de tester cette variable.

L'activité vocale des pétrels de Tahiti a été plus intense quelques jours après la pleine lune lorsque les débuts de nuit offraient au moins une heure d'obscurité suite à la pleine lune, et lors des débuts de nuit obscurs. Généralement, la plupart des pétrels et puffins augmentent leur activité vocale durant les nuits de nouvelle lune (âge de la lune = 0) (Mougeot & Bretagnolle 2000). Les pétrels de Tahiti auraient un pic d'activité vocale situé davantage aux alentours des jours suivant la pleine lune que des jours réellement sans lune. Ceci suggère que l'activité vocale pourrait être imputable majoritairement à des individus non reproducteurs qui, n'ayant pas de contraintes de présence sur les colonies liées à la reproduction, restent en mer durant toute la période défavorable à un retour à terre (éclairement trop important). Dès que les conditions sont à nouveau favorables à un retour à terre, ils « se précipitent » sur les colonies. En outre, comme la période sans éclairement de la lune est court (1-2h) dans les 3-4 jours qui suivent la pleine lune, l'activité vocale est plus concentrée donc plus intense.

La meilleure compréhension des patrons d'activité vocale des pétrels de Tahiti et de l'influence des facteurs environnementaux sur ces patrons peut permettre une meilleure évaluation de l'impact de l'activité minière sur cette espèce, en utilisant la méthodologie des points d'écoutes nocturnes réalisés à différents niveaux/stades d'exploitation de massifs miniers.

Ce type de connaissances est également important pour optimiser des actions de conservation de l'espèce, comme l'attraction de couples reproducteurs sur des sites sécurisés à l'aide de la mise en place de systèmes automatisés de diffusion de chants de pétrels ou encore la création de nouveaux sites de reproduction par translocation (déplacement intentionnel) de poussins en favorisant le retour des individus déplacés par la diffusion de chants de pétrels suivant des patrons optimaux.

3.2.4. ACQUISITION DE CONNAISSANCES BIOLOGIQUES COMPLÉMENTAIRES SUR LE PÉTREL DE TAHITI – CARACTÉRISATION DE L'HABITAT ET REPRODUCTION

Les caractéristiques des terriers (dimensions, forme, environnement à proximité tels que la pente, les recouvrements en végétation et substrats, l'altitude ou la densité de voisins conspécifiques) affectent leur occupation et le succès de reproduction chez les oiseaux marins (e.g., Byrd *et al.* 1983, Ramos *et al.* 1997, Bourgeois & Vidal 2007). Ainsi, dans la perspective d'opérations de translocation, de dynamisation de sites de nidification et/ou de création de nouveaux sites de nidification des pétrels de Tahiti via notamment l'aménagement de sites de reproduction artificiels, il est essentiel de caractériser l'habitat de nidification (aux échelles des

terriers et des colonies) et d'analyser l'effet des caractéristiques de cet habitat sur les taux d'occupation et le succès de reproduction afin de concevoir un habitat artificiel optimal et d'optimiser son installation (e.g. Bourgeois et al., 2015).

Ce volet d'investigation a donc pour objectifs de caractériser l'habitat de nidification naturel des pétrels de Tahiti à l'échelle des terriers et des colonies, et d'analyser l'effet des caractéristiques de l'habitat sur son utilisation pour la nidification par cette espèce et sur le succès de reproduction.

3.2.4.1. Caractérisation des terriers

Nous avons déterminé les variables à mesurer sur les terriers pour leur caractérisation en nous basant sur la bibliographie existant sur les Procellariidés à nidification hypogée.

Ainsi, nous utilisons des variables relatives à la végétation et au substrat autour de l'entrée des terriers (dans un rayon d'1 m ; recouvrement en herbacées, arbustes et arbres, et en substrats rocheux et meuble), aux caractéristiques physiques des terriers (type de terrier, dimensions de l'entrée, longueur du terrier, altitude, pente), à la protection du nid (type de couloir, présence de racines/roche diminuant l'accès au nid) et aux voisins (distance au voisin le plus proche et densité de voisins de la même espèce et d'une autre espèce) ; Fig. 25.

Figure 25 : Caractérisation des terriers. De gauche à droite : mesure de la longueur d'un terrier puis 3 types de terriers : terriers vrais, terrier sous un bloc rocheux et cavité rocheuse

Les données sont en cours d'acquisition progressive au fur et à mesure de la découverte par notre équipe de nouveaux sites de reproduction mais nous avons d'ores et déjà caractérisé 129 terriers de reproduction régulièrement utilisés par le pétrel de Tahiti en Nouvelle-Calédonie (Tableau 9). Ces données proviennent de la mesure de 99 terriers sur l'îlot Némou (au large de Thio), 27 terriers sur l'îlot Mato (Grand Lagon Sud) et 3 terriers sur le site de Tiébaghi.

Tableau 9 Caractéristiques des cavités de reproduction de pétrels de Tahiti en Nouvelle-Calédonie.

N : Nombre de terriers de pétrels de Tahiti mesurés ; L : Largeur moyenne des terriers ± écart-type (cm) ; Lmax : Largeur maximale © ; Lmin Largeur minimale (cm) ; H : Hauteur moyenne des terriers ± écart-type (cm) ; Hmax : Hauteur maximale (cm) ; Hmin : Hauteur minimale (cm) ; P : profondeur moyenne des terrier s± écart-type (cm) ; Pmax : Profondeur maximale (cm) ; Pmin : Profondeur minimale (cm) ; Tunnel : Absence/Présence d'un tunnel d'entrée ; Sinuosité : tunnel droit ou coudé

N	L	Lmax	Lmin	H	Hmax	Hmi	P	Pmax	Pmin	Tunnel	Sinuosité
129	19.3±6.2	50	9	12.3±4.2	26	6	108.4±37.1	230	40	8% sans 92 %avec	54% coude 46% droit

3.2.4.2. Caractérisation des colonies

Comme pour les terriers, nous avons déterminé les variables à mesurer pour caractériser les colonies en nous basant sur la bibliographie existant sur les Procellariidés à nidification hypogée.

Ainsi, nous utilisons des variables relatives à la végétation (recouvrement en herbacées, arbustes et arbres) et au substrat sur la colonie (recouvrement en substrats, e.g., falaise, éboulis, affleurement rocheux ; pénétrabilité du sol), aux caractéristiques physiques des sites (altitude, pente, orientation, distance au littoral), à l'accessibilité à des points d'envol potentiels (distance à une crête, nombre d'arbres au tronc d'un diamètre > 20 cm) et à la présence de prédateurs et compétiteurs.

En raison du faible nombre de colonies de pétrels de Tahiti découverts jusqu'à récemment et de la nidification apparemment très diffuse de cette espèce (terriers de reproduction séparés par plusieurs dizaines de mètres), nous avons décidé d'attendre d'identifier plus de colonies pour réaliser cette caractérisation et pour optimiser le protocole d'étude. Ces éléments d'investigation, initiés dans le cadre du programme TRANSLOC-PETRELS n'ont donc pas été intégrés dans ce rapport mais sont en cours d'étude dans le cadre de la thèse de doctorat d'Angélique Pagenaud.

3.3. CRITÈRES PERMETTANT D'IDENTIFIER LES SITES PROPICES AU DÉPLACEMENT DES COLONIES EN MILIEU NATUREL OU SUR TERRAINS EN COURS DE RESTAURATION ÉCOLOGIQUE

Dans le cadre d'opérations de translocation, la désignation d'un site pour accueillir les différentes cohortes de poussins transférés repose sur des considérations d'ordre biologique, écologique (adéquation avec l'habitat naturel utilisé par les oiseaux pour la reproduction) mais doit également tenir compte d'un certain nombre d'aspects logistiques et pratiques.

En tout premier lieu il importe de s'assurer que le site choisi pourra être sécurisé pour les individus transférés, soit, dans le cas présent du pétrel de Tahiti, hors d'atteinte (i) des prédateurs introduits, (ii) des sources de pollution lumineuse, (iii) des superstructures telles que les câbles de téléphérique, les lignes électriques et les éoliennes, (iv) de la circulation routière et si possible (v) des feux de brousse.

Les recommandations émises par l'UICN selon lesquelles le transfert d'un lot d'individus ne doit intervenir qu'au sein de l'aire de répartition historique de leur espèce, n'est pas obligatoirement suivie notamment lorsqu'il s'agit de conserver une espèce réduite à quelques individus. Plusieurs taxons de l'avifaune néo-zélandaise doivent ainsi leur survie à cette pratique (Miskelly & Powlesland 2013) mais qui n'est mise en œuvre que dans des situations extrêmes. Faute de pouvoir recourir à un site déjà occupé, fréquenté ou à proximité duquel une colonie serait déjà présente, il est alors préférable de se tourner vers un site possédant le maximum de qualités d'un point de vue logistique parmi lesquelles l'accessibilité avec des caractéristiques permettant certains aménagements comme l'installation des terriers artificiels, la pose d'un abris pour le nourrissage des jeunes, d'une clôture étanche aux prédateurs introduits, d'un dispositif d'attraction sonore, etc (voir plus loin).

Dans le cas du pétrel de Tahiti, il est néanmoins préférable de sélectionner et privilégier des sites connus pour héberger ou avoir hébergé d'actuelles ou d'anciennes colonies. La fréquentation de ces sites par les oiseaux, susceptible de perdurer jusqu'aux premiers transferts où à la mise en œuvre des sites artificiels, constituerait un atout dans l'éventuelle réussite du projet de translocation ou de colonie artificielle comme ce fut le cas avec l'un des premiers programmes de translocation de Procellariiformes en Nouvelle-Zélande utilisant *Pelecanoides urinatrix* sur Mana Island (Miskelly & Taylor 2004).

En Nouvelle-Calédonie, dans le cas qui nous intéresse, les massifs miniers, qui continuent à être fréquentés par des individus de pétrels de Tahiti (individus prospecteurs essentiellement, voire parfois reproducteurs), constituent donc des cibles adaptées à de tels projets de restauration écologique.

L'objectif premier des opérations à conduire et la priorisation de tels sites au sein même des emprises minières, doivent consister à éviter la disparition définitive des populations de pétrels de Tahiti au sein des massifs miniers en exploitation. En effet, maintenir par des opérations de restauration écologique, des populations, même réduites, de pétrels de Tahiti reproducteurs au cœur des massifs miniers, constitue sans aucun doute la meilleure garantie de recolonisation de ces espaces par cette espèce, une fois les activités minières achevées.

La disparition totale des populations reproductrices de pétrels au sein des massifs miniers, entraînerait la disparition ou la raréfaction des individus prospecteurs au niveau de ces sites et ralentirait considérablement la recolonisation future des massifs à partir d'individus issus de populations fréquentant des habitats différents (milieux littoraux et îlots en particulier).

Pour la sélection de sites qui pourraient héberger de tels dispositifs expérimentaux, et après discussion avec les opérateurs miniers, nous privilégions pour cela (i) des sites en cours de réhabilitation écologique et (ii) des sites isolés et préservés au sein des emprises minières, et présentant des caractéristiques favorables (écologiques, logistiques et techniques) pour accueillir des sites artificiels de reproduction. Ainsi, des visites de terrain ont été réalisées en partenariat avec les opérateurs pour caractériser ces sites potentiels sur le massif du

Koniambo et sur le massif de Tiébaghi et des fiches typologiques descriptives ont été spécifiquement produites et transmises aux opérateurs en vue d'opérations futures.

3.4. ANALYSE GÉNÉRALE DE FAISABILITÉ D'OPÉRATIONS DE TRANSLOCATION DE PETRELS EN CONTEXTE MINIER CALÉDONIEN

3.4.1. LES PÉTRELS DE TAHITI ET DE GOULD ONT-ILS LE PROFIL D'ESPÈCES TRANSLOCABLES ?

A la lumière des expériences de translocation passées en revue dans la synthèse bibliographique réalisée spécifiquement pour ce projet, ainsi que des investigations de terrain complémentaires, il s'avère que le cas du pétrel de Tahiti semble se démarquer de toutes les situations évoquées.

Tout d'abord, d'un strict point de vue biologique, la différence essentielle avec les quatorze espèces examinées est le caractère asynchrone de la phénologie de sa reproduction. Si cette particularité apparaît comme un inconvénient majeur, compliquant considérablement la collecte et la sélection des poussins, elle ne compromet pour autant pas à elle seule la conduite et la réussite d'une translocation. Les exemples de *Pterodroma sandwichensis* et *P. magentae* sur les îles Kauai et Chatham prouvent qu'un nombre limité de poussins, de l'ordre d'une dizaine par transfert, n'est pas rédhibitoire à la conduite d'un programme de translocation. Néanmoins, le nombre de 200 individus transférés en l'espace de quatre à cinq ans est la recommandation admise pour une espèce telle que *Pterodroma gouldi* dont le régime alimentaire et le calendrier de reproduction seraient les plus proches du pétrel de Tahiti parmi les différents cas examinés. Ce nombre de 200 poussins, qui permet d'escompter le retour d'une quarantaine d'individus, apparaît par contre actuellement tout à fait irréaliste au vu des connaissances sur les populations de cette espèce en Nouvelle-Calédonie et ce qui semble être une grande rareté des populations reproductrices, particulièrement au sein des emprises minières.

Nous présentons ci-après, dans le cadre de l'étude de faisabilité, un croisement synthétique de la situation des connaissances biologiques, écologiques et des situations logistiques et humaines pour le Pétrel de Tahiti (Tab. 10) et pour le Pétrel de Gould (Tab. 11) en Nouvelle-Calédonie.

Actuellement les principaux freins à une éventuelle translocation de populations de pétrels de Tahiti sont donc l'absence d'importantes populations identifiées potentiellement « donneuses » d'individus, couplée au déficit encore marqué de certaines connaissances sur la biologie de cette espèce, notamment en termes de croissance et de régime alimentaire des poussins (voir plus loin).

La mortalité enregistrée lors des translocations intervient généralement lors de la phase critique des soins aux poussins et du nourrissage manuel plutôt que lors du transfert lui-même. Les causes identifiées sont la déshydratation, l'hyperthermie, l'intoxication alimentaire, les infections.

Ces problèmes, survenus essentiellement lors des premières opérations de translocation, ont par la suite été en grande partie résolus avec une nette amélioration de la survie des poussins jusqu'à l'envol. Outre les justifications d'ordre biologique, ceci souligne l'intérêt de concevoir et de conduire un projet de translocation sur le long terme de manière à optimiser la logistique et les savoir-faire au vu des inévitables manques et approximations pointés lors de la première expérience.

Dans le cas du pétrel de Tahiti, le programme conduit et les investigations de terrain associées ont permis de porter les niveaux de connaissances sur la biologie et l'écologie de l'espèce,

très peu étudiées jusqu'à présent, à un niveau relativement correct (voir Tab. 10). Toutefois, comme explicité plus haut dans le document, l'absence de populations sources connues d'effectifs suffisant, ainsi que le manque de technicité et de moyens humains appropriés ont conduit à privilégier une approche alternative, celle d'établir, au sein des emprises minières, des sites artificiels de reproduction équipés d'une série de dispositifs visant à attirer et fixer les individus prospecteurs fréquentant encore les massifs.

Trois types d'objectifs poursuivis par les opérations de translocation ressortent de l'ensemble des cas examinés lors la synthèse et de l'analyse bibliographique :

(i) la restauration de populations localement éteintes, (ii) la conservation de populations menacées et (iii) l'expérimentation méthodologique.

Dans le cas du pétrel de Tahiti, qui reste l'espèce cible principale de la réflexion du fait de sa présence sur de nombreux massifs miniers en exploitation il importe de redéfinir cet objectif dans un contexte nouveau pour les Procellariiformes qui est celui de l'allègement de l'impact d'une activité humaine (exploitation minière) sur le biotope de reproduction. Dans ce cadre, la translocation éventuelle devrait être envisagée non pas comme une action de conservation stricte mais plus largement comme une mesure de réduction qui cherche à atténuer la mortalité des individus en les déplaçant à l'écart des menaces (Germano *et al*. 2015), ce que l'UICN désigne par « transfert d'atténuation » (UICN 2012).

Dans ce contexte, le devenir des poussins transloqués, autrement voués à la destruction, peut-il représenter l'opportunité d'une opération expérimentale sans aucune obligation de résultat dès lors que ces individus sont considérés comme perdus ; ce qui permettrait de s'affranchir des recommandations du cahier des charges hérité de trente années de recul sur la question ?

Ce type d'approche est évidemment proscrit par l'UICN qui stipule que tout transfert d'atténuation ne peut en aucun cas se traduire par une détérioration de l'état de conservation de la population et de l'espèce impactées. Au contraire, cette opération doit représenter l'opportunité d'un gain mesurable pour l'espèce ou la population considérée et pas uniquement pour les individus déplacés. Afin de pouvoir satisfaire cette exigence, il est possible de mettre en place des mesures compensatoires dont la plus-value en termes de conservation permet « d'absorber » le préjudice subi par cette même population lorsqu'un transfert d'atténuation ne peut apporter les bénéfices espérés.

L'aménagement d'un site d'accueil équipé de terriers artificiels, sur lequel seraient effectuées toutes les opérations préalables de contrôle ou d'éradication des prédateurs introduits, pourrait constituer le point de départ d'un plan de conservation en faveur de cette espèce. Ce site, équipé de dispositifs d'attraction sonore, de cavités de reproduction artificielles pourrait permettre de fixer certains individus prospecteurs voire d'aboutir à l'occupation de quelques terriers avant même que n'y soient transférés les premiers poussins. Un tel déroulement — attirer avant de transférer — ne peut qu'améliorer les chances de succès d'un éventuel programme de translocation qui inclurait alors plusieurs séries de transferts d'atténuation.

Tableau 10 : Analyse de faisabilité d'un évetuel programme de translocation pour le pétrel de Tahiti en Nouvelle-Calédonie, par compilation synthétique de l'évolution du niveau des connaissances entre le début et la fin du programme TRANSLOC-PETRELS et celles en cours d'acquisition (terme 2021)

(0 : aucune, 1 : faible, 2 : moyen, 3 : bon, 4 : excellent). En vert : les points favorables à une faisabilité d'une opération de translocation ; en orange : les points encore trop limitants et en rouge, les points pour l'heure totalement bloquants.

0: aucune / 1: faible, spéculatif / 2 : Moyen / 3: Bon / 4: Excellent			
PETREL DE TAHITI / PSEUDOBULWERIA ROSTRATA	**Niveau de connaissances**		
Biologie de la reproduction	**Début**	**2019**	**En cours**
Calendrier annuel de reproduction (périodes d'intervention)	1	3	4
Cycle, déroulé, durée de la reproduction (notamment élevage du poussin)	1	3	3
Croissance (poids, taille, âge) du poussin (pour sélection des individus à déplacer)	0	0	1
Régime alimentaire (pour nourrissage manuel poussin durant captivité)	0	1	2
Comportement du poussin au terrier (pour maintien en captivité)	0	2	3
Caractéristiques de l'habitat de reproduction (sélection de sites d'accueil)	1	2	3
Caractéristiques des cavités de nidification (design terriers artificiels)	0	2-3	3
Caractéristiques des colonies (densités, effectifs, localisation)	1	2-3	3
Dynamique des populations			
Paramètres démographiques - Productivité	0	1	3
Paramètres démographiques – Survie adulte	0	0	1
Paramètres démographiques – Survie juvénile / Taux de retour	0	0	0
Paramètres comportementaux – Niveau de philopatrie	0	1	2
Identification des menaces et des niveaux de menace à terre	1	3	4
Identification des menaces et des niveaux de menace en mer	0	1	3
Technicité / Moyens / Opportunités			
Opérateurs formés, en nombre suffisant, mobilisables sur projet de translocation	0	1	1-2 ?
Moyens logistiques, humains ou financiers mobilisables (niveau, durée)	1	1	1-2 ?
Opérations expérimentales partielles (lutte prédateurs / Attraction vocale / Terriers artifs	0-1	1	1-2 ?
Sites sources (pop donneuses)	0	0 (3)	0 (3)
Sites d'accueils potentiels identifiés	0	2	2

Contrairement au Pétrel de Tahiti, le pétrel de Gould semble avoir une biologie, une écologie et une phénologie plus « classiques » au sein des procellariiformes, notamment comparativement aux espèces qui ont fait l'objet d'opérations de translocation ailleurs (Hawaii, Nouvelle-Zélande).

Toutefois, la connaissance de la distribution des populations calédoniennes est encore très fragmentaire et pour celles qui sont connues, surtout localisées dans des secteurs géographiques difficile d'accès (Massif des Dzumacs), sur des secteurs isolés, de haute altitude, très pentus, loin des voies d'accès et soumis à l'érosion et l'impact des épisodes dépressionnaires.

En conséquence, les données biologiques disponibles et qui seraient nécessaires à l'éventuelle mise en œuvre d'une translocation, sont encore trop incomplètes et difficiles à réunir à moins de pouvoir développer un programme d'étude dédié avec des moyens d'investigation dimensionnés de façon adéquate et proportionnelle à l'immensité et la difficulté des zones à prospecter, le caractère discret de l'espèce et son apparente propension à occuper des habitats difficiles à localiser, à atteindre et à étudier.

L'éventuelle problématique de translocation de populations de pétrels de Gould en Nouvelle-Calédonie, semble en outre, nettement moins liée aux territoires actuellement sous exploitation minière (mais les données de distribution demeurent incomplètes) et pourraient par contre se rattacher avec intérêt :

- À la problématique d'évitement de l'impact des prédateurs introduits (donc de la création de populations sécurisées vis-à-vis de ce qui est une des menaces principales sur l'espèce), ou (
- À la problématique de création de populations plus faciles d'accès pour permettre leur étude.

Tableau 11 : Analyse de faisabilité d'un éventuel programme de translocation pour le pétrel de Gould en Nouvelle-Calédonie, par compilation synthétique de l'évolution du niveau des connaissances entre le début et la fin du programme TRANSLOC-PETRELS et celles en cours d'acquisition (terme 2021)

(0 : aucune, 1 : faible, 2 : moyen, 3 : bon, 4 : excellent). En vert : les points favorables à une faisabilité d'une opération de translocation ; en orange : les points encore trop limitants et en rouge, les points pour l'heure totalement bloquants.

0: aucune / 1: faible, spéculatif / 2 : Moyen / 3: Bon / 4: Excellent			
PETREL DE GOULD / PTERODROMA LEUCOPTERA	**Niveau de connaissances**		
Biologie de la reproduction (inclus Australie)	**Début**	**2019**	**En cours**
Calendrier annuel de reproduction (périodes d'intervention)	3	3	3
Cycle, déroulé, durée de la reproduction (notamment élevage du poussin)	3	3	3
Croissance (poids, taille, âge) du poussin (pour sélection des individus à déplacer)	3	3	3
Régime alimentaire (pour nourrissage manuel poussin durant captivité)	2	2	2
Comportement du poussin au terrier (pour maintien en captivité)	2	2	2
Caractéristiques de l'habitat de reproduction (sélection de sites d'accueil)	1	2	3
Caractéristiques des cavités de nidification (design terriers artificiels)	1	2	3
Caractéristiques des colonies (densités, effectifs, localisation)	1	2	2
Dynamique des populations (Nouvelle-Calédonie)			
Paramètres démographiques - Productivité	0	1	2
Paramètres démographiques – Survie adulte	0	0	0
Paramètres démographiques – Survie juvénile / Taux de retour	0	0	0
Paramètres comportementaux – Niveau de philopatrie	0	1	1
Identification des menaces et des niveaux de menace à terre	1	2	3
Identification des menaces et des niveaux de menace en mer	0	1	2?
Technicité / Moyens / Opportunités (Nouvelle-Calédonie)			
Opérateurs formés, en nombre suffisant, mobilisables sur projet de translocation	0	1	1-2 ?
Moyens logistiques, humains ou financiers mobilisables (niveau, durée)	1	1	1-2 ?
Opérations expérimentales partielles (lutte prédateurs / Attraction vocale / Terriers artifs	0-1	1	2
Sites sources (pop donneuses en emprise minière)	0 (1)	0 (2)	0 (2)
Sites d'accueils potentiels identifiés	0	0	0

Concernant le pétrel de Gould, l'absence actuellement de populations identifiées directement concernées par le risque minier et l'absence d'importantes populations sources identifiées ont conduit à ne pas envisager d'opérations de translocation.

Des recherches de terrain complémentaires seraient cependant nécessaires pour compléter les connaissances sur la distribution de l'espèce en Nouvelle-Calédonie, cantonnée pour l'heure dans des sites particulièrement reculés et difficiles d'accès (altitude élevée, fortes pentes, éboulis instables, lits de rivières).

4. TÂCHE 3. RECOMMANDATIONS - PROPOSITIONS CONCERNANT LA MISE EN ŒUVRE D'OPÉRATIONS PILOTES DE CRÉATION DE SITES ARTIFICIELS EXPÉRIMENTAUX

4.1. ELÉMENTS INTRODUCTIFS ET CHANGEMENTS OPÉRÉS PAR RAPPORT À LA STRATÉGIE INITIALE (DE LA TRANSLOCATION À LA CRÉATION DE « COLONIES ARTIFICIELLES »)

Comme explicité au cours du programme, du fait de la situation particulière des populations de pétrels rencontrées en sites miniers (grande rareté des individus reproducteurs mais présence relictuelle d'oiseaux prospecteurs), en concertation avec le CNRT et les opérateurs miniers impliqués, nous avons progressivement élargi les réflexions, initialement cantonnées par le projet à des strictes opérations de translocation, à une approche plus globale, incluant la création de sites artificiels de reproduction couplés à des dispositifs de dynamisation de la reproduction (protection anti-prédateurs introduits, terriers artificiels, simulation vocale et olfactive).

Dans cette approche « élargie », il ne s'agit pas uniquement de créer des conditions favorables à d'éventuelles futures opérations de translocation de poussins, mais surtout et plus largement, de tenter de fixer des individus encore présents sur les sites miniers mais qui à l'heure actuelle semblent ne pas s'y reproduire (probablement car les conditions y sont trop dégradées). Cette réorientation de la réflexion initiale, liée aux réalités de la situation écologique et biologique constatées lors des investigations de terrain rend caduque un certain nombre des questionnements initiaux et suspend, au moins provisoirement, la possibilité que la conservation des populations de pétrels en sites miniers, passe pas le développement de programmes de translocation de ces espèces.

L'option que nous encourageons à privilégier est donc la création de sites expérimentaux (« colonies artificielles ») sur lesquels un ensemble de dispositifs seraient installés et mis en œuvre avec comme objectif de tenter d'attirer des individus et de fixer des couples reproducteurs au niveau de sites sécurisés et « optimisés ».

Il s'agira en particulier :

- De sélectionner des sites non concernés directement par les activités extractives et les impacts directs et indirects générés par les activités minières et présentant un certain nombre de caractéristiques favorables à la reproduction,
- D'installer sur ces sites un ensemble de dispositifs visant à favoriser l'attraction et la fixation d'individus de pétrels puis à créer des conditions sécurisées et optimisées pour une reproduction potentielle (lutte ou protection contre les prédateurs introduits, système audio de diffusion de cris et chants de pétrels pour simuler une stimulation sociale, installation de terriers artificiels,
- De mettre en œuvre un suivi de ces dispositifs expérimentaux sur une période test (3 à 5 années) tant du point de vue de leur bon fonctionnement que de celui de leur efficacité par rapport aux objectifs biologiques fixés.

4.2. LES DIFFÉRENTS DISPOSITIFS, AMÉNAGEMENTS ET ACTIONS À METTRE EN ŒUVRE SUR LES SITES CHOISIS

Comme déjà largement détaillé dans la synthèse et l'analyse bibliographiques réalisées sur les opérations de translocations de pétrels au niveau mondial et particulièrement en Nouvelle-Zélande, ainsi qu'illustré après les visites de terrain réalisées sur place (partie 2), les différents dispositifs et aménagements à mettre en oeuvre sont les suivants :

- **Établissement d'enclos contre les prédateurs introduits** (chats harets et rats) **ou alternativement, lutte active contre ces prédateurs** par maintien de stations permanentes d'appâts empoisonnés et de pièges destinés à capturer des chats harets (pièges létaux ou non-létaux). Etant donné le coût et la complexité d'installation de tels enclos qui doivent être à la fois « étanches » aux rongeurs et aux chats, donc présenter une hauteur suffisante, être enterrés au sol, couvrir une surface importante (>900m^2), etc… nous proposons que durant la phase test (24 à 36 mois), ces enclos ne soient forcément pas mis en place mais remplacés par une lutte active contre les prédateurs introduits (stations permanent d'empoisonnement des rongeurs) et déploiement de pièges létaux (de façon à limiter les besoins d'intervention humaine) et ponctuellement de pièges non-létaux (cages trappes) ou létaux ciblant les chats harets.
- **Conception et mise en place sur les sites de terriers artificiels** reproduisant les caractéristiques (dimensions, sinuosité) des sites naturels utilisés par l'espèce pour se reproduire équipés d'une trappe de visite et enterrés dans le sol ou recouverts.
- **Système audio programmable d'attraction vocale** (lecteur mp3 + haut-parleur + batterie + panneaux solaires).

NB : Les actions de suivi scientifique et technique des dispositifs expérimentaux, y compris le devenir des oiseaux, sont présentés plus loin en partie 4.3.

4.2.1. LUTTE CONTRE LES PRÉDATEURS INTRODUITS

De par leur biologie et leur comportement, les pétrels sont particulièrement sensibles à l'impact des prédateurs introduits, particulièrement les rats invasifs (*Rattus* sp) qui peuvent impacter les stades œufs et jeunes poussins et les chats harets (*Felis s. catus*) qui prédatent les adultes et les grands poussins (e.g. Jones et al., 2008 ; Faulquier et al., 2009 ; Medina et al., 2011).

Dans le cas du Pétrel de Tahiti, les études de terrain que nous avons initiées dans le cadre de ce projet ont mis en évidence un comportement assez particulier des poussins qui passent beaucoup de temps à l'extérieur des terriers (parfois plusieurs heures chaque nuit) même à un stade encore peu développé, les rendant particulièrement vulnérables à la prédation.

Dans le cadre de la mise en place de colonies artificielles et de dispositifs artificiels de dynamisation de colonies, la lutte contre les prédateurs introduits constitue une action complémentaire absolument indispensable pour créer des conditions attractives pour les oiseaux qui chercheraient à se reproduire et augmenter leurs chances de survie en limitant les risques de mortalité aux différents stades démographiques (adultes, poussins, œufs).

Cette lutte contre les prédateurs introduits peut prendre 3 formes différentes :

1. **L'éradication totale des prédateurs** dans le cas d'îles de petite voire de moyenne superficie (non applicable à la situation sur la grande terre),
2. La **création d'enclos anti-prédateurs** via un système de clôtures étanches adaptées aux prédateurs invasifs, couplé à l'élimination des prédateurs présents initialement à l'intérieur et à la lutte contre une éventuelle ré-infestation, ou encore

3. La **lutte active continue** (par piégeage et/ou empoisonnement) contre les prédateurs, destinée à diminuer fortement leur abondance locale et donc à rendre l'intensité de leurs impacts suffisamment faible pour ne pas compromettre les actions de conservation engagées, en l'occurrence ici, la création de colonies par stimulation artificielle et favorisation de la fixation d'individus prospecteurs.

Comme cela a été détaillé dans la partie du rapport consacrée à la synthèse bibliographique sur les opérations de translocation réalisées au niveau mondial, notamment en Nouvelle-Zélande, Australie et Hawaii, l'option qui est quasi-systématiquement mise en œuvre consiste à protéger l'ensemble du site expérimental par une clôture anti-prédateurs (« fencing »).

Cette option présente le double avantage d'une grande efficacité (le niveau d'abondance des prédateurs est réduit à zéro) et d'un caractère relativement permanent de l'efficacité de l'action (moyennant cependant une maintenance et un entretien du dispositif de façon à ce qu'il conserve son « étanchéité » aux prédateurs au fil des années.

L'inconvénient majeur de ce genre de dispositif est bien entendu son coût (financier et logistique) initial élevé lors de la mise en place, notamment lorsque le dispositif doit être étanche et résistants à plusieurs types de prédateurs introduits (clôture solide pour résister aux cerfs et cochons, enfoncée dans le sol pour éviter que les rats ou les chats passent dessous et suffisamment haute et recourbée en son sommet pour empêcher les chats et les chiens, voire les cerfs de passer par-dessus et enfin à maille fine pour ne pas que les rongeurs puissent passer à travers), à fortiori lorsque ce type de dispositif est installé dans des sites pentus, rocheux et végétalisés comme le sont les sites de prédilection pour la reproduction des pétrels de Tahiti.

En outre, il est indispensable que les clôtures soient éloignées de plusieurs dizaines de m de la zone d'attraction des pétrels (zone de terriers artificiels et de diffusion acoustique) afin d'éviter que les oiseaux percutent les clôtures lorsqu'ils sont attirés par les dispositifs d'attraction, ou bien lorsqu'ils reviennent ou repartent de leurs terriers artificiels. La surface des sites à clôturer est donc généralement relativement conséquente (1ha environ minimum, voire bien plus), occasionnant des coûts élevés.

Même si cela n'est pas parfaitement comparable, à titre d'illustration, le coût de construction de la clôture anti-prédateurs de Nihoku à Hawaii, d'une superficie de 2.5 ha, s'est approché des 300.000 US$, dont près de 200.000 US$ pour le matériel et près de 100.000 US$ pour la main d'œuvre (Young et al., 2018).

A contrario, la lutte active et continue contre les prédateurs introduits, nécessite un investissement financier, matériel et humain de départ nettement moindre, mais (i) va dans le meilleur des cas faire chuter significativement l'abondance des prédateurs introduits sans les supprimer totalement et (ii) nécessiter de maintenir sur le site traité un effort de piégeage et/ou d'empoisonnement sur le long-terme, ce qui nécessite la sécurisation de budgets de fonctionnement sur une longue période, au risque sinon de voir les sites rapidement recolonisés par les espèces introduites cibles (e.g. Lazenby et al., 2015 ; Lieury et al., 2015 ; Duron et al., 2017).

Toutefois, dans le cas qui nous concerne, à savoir la mise en œuvre de dispositifs expérimentaux sur une espèce et des sites atypiques à savoir le pétrel de Tahiti en contexte minier, nous pouvons considérer que dans un premier temps (**celui d'une première phase d'expérimentation de 3 à 5 ans** destinée à tester et évaluer in situ les potentialités de l'approche), une telle opération peut être mise en place et initiée sans être associée à l'installation d'un dispositif onéreux de clôture anti-prédateurs. Dans ce cas, nous proposons de lui substituer (temporairement) une lutte active par piégeage et empoisonnement au niveau de la zone expérimentale et de sa périphérie. La phase d'évaluation du bon fonctionnement et de l'efficacité des différents modules du dispositif (terriers artificiels, attraction acoustique, lutte active contre les prédateurs), permettra ensuite de prendre une décision éclairée plus pérenne, sur l'intérêt ou pas de maintenir le dispositif et de le compléter par une clôture, une fois qu'un suivi aura pu être réalisé sur les 36 premiers mois.

Concrètement, la lutte active contre les prédateurs introduits, doit être (i) autant que possible continue dans le temps pour obtenir le maximum d'efficacité et surtout limiter les effets de la recolonisation à partir d'individus originaires des zones périphériques non traitées, et (ii) mettre en œuvre des dispositifs et méthodologies qui nécessitent des interventions humaines espacées dans le temps afin de ne pas augmenter trop les coûts de maintenance et de fonctionnement.

4.2.1.1. Lutte contre les rongeurs invasifs.

Nous préconisons la mise en œuvre simultanée de deux dispositifs complémentaires :

(i) des pièges à air comprimé auto-rechargeants (self-resetting traps, de type ©Goodnature A24 (www.goodnature.co.nz) et (ii) des boites à appâts (bait stations) permettant aux rongeurs de s'alimenter sur un stock d'appâts empoisonnés protégés des intempéries et des autres espèces non-cibles.

De façon à faire chuter fortement les abondances de rongeurs, ces dispositifs doivent pouvoir être disposés en nombre (densité) suffisants par rapport à la surface à traiter (zone artificielle expérimentale et périphérie immédiate de celle-ci dans un rayon de 20 à 25 m) en tenant compte également des capacités de déplacement des rongeurs (maille recommandée 15 m, éventuellement abaissable à 10m voire moins au cœur du dispositif).

Sur la base d'une maille serrée de 10m, le traitement d'une zone cœur expérimentale de 20mx20m (400m^2) sur laquelle seraient rassemblés les terriers artificiels et les dispositifs d'attraction vocale et d'une zone tampon périphérique de 20m supplémentaires, la mise en place et la maintenance de 45 à 50 pièges permanents seraient nécessaires.

4.2.1.2. Lutte contre les populations de chats harets.

Contrairement aux rongeurs qui ont des capacités de déplacement limitées et peuvent efficacement faire l'objet d'une limitation locale intensive, les populations de chats harets présentent de faibles densités locales mais sont constituées d'individus généralement très mobiles, pouvant parcourir plusieurs km chaque jour et chaque nuit (Goltz et al., 2008 ; McGregor et al., 2015 ; Palmas et al., 2017).

Ainsi, une lutte localisée contre les chats harets (en l'occurrence au niveau du futur site expérimental de colonie artificielle), doit s'envisager en tenant compte des déplacements des individus pouvant être attirés de loin par l'activité des oiseaux ou par les chants émis par les dispositifs d'attraction vocale. C'est sans doute cet aspect qui plaide le plus pour la mise en place d'une clôture, comme vu plus haut.

En l'absence, au moins temporaire durant une phase test, de déploiement d'une clôture anti-prédateurs, la lutte contre les chats harets au niveau de la zone expérimentale peut être envisagée à l'aide d'appâts empoisonnés et/ou de pièges.

Les appâts empoisonnés sont cependant plutôt utilisés dans le cas de traitement chronique de zones de grandes superficies, alors que pour une action localisée mais forte, la mise en œuvre de dispositifs de piégeage est recommandée (Department of the Environment, 2015), bien que nettement plus onéreux que l'utilisation d'appâts empoisonnés.

D'autres éléments plaident en faveur de l'utilisation de pièges plutôt que du poison dans le cas présent, à savoir (i) une meilleure acceptation sociale, l'opinion publique calédonienne étant fortement réticente à l'emploi de poison (à nuancer cependant pour les rongeurs), (ii) la diffusion de toxiques dans l'environnement et notamment le risque que les appâts soient consommés par les cochons féraux, espèce chassée, ou par d'autres espèces.

Pour les chats harets, il existe des dispositifs de piégeage non létaux et des dispositifs de piégeage létaux.

- Les pièges non-létaux, de type cage-trappes appâtées, capturent les animaux vivants. Ceux-ci nécessitent cependant d'être appâtés et vérifiés chaque jour ou au minimum toutes les 48 heures, notamment pour des questions de bien-être animal en cas de capture. Il est ensuite nécessaire d'euthanasier l'animal, ce qui induit une contrainte complémentaire. Ce type de dispositif est efficace, mais nous n'en recommandons pas forcément la mise en œuvre dans le cas de la création et dynamisation d'une colonie artificielle de pétrels, car ces dispositifs non-létaux nécessitent, pour leur mise en œuvre et leur maintenance, la mobilisation quasi-quotidienne d'un opérateur sur des périodes longues et répétées afin d'être efficaces.
- A contrario, les dispositifs de piégeage létaux, qui tuent rapidement l'animal en cas de capture, demandent moins de temps d'intervention humaine et évitent à l'opérateur d'avoir à euthanasier les animaux. Dans notre cas, ces dispositifs seront donc à privilégier, sans doute en combinant plusieurs modèles installés en bordure immédiate de la colonie artificielle ainsi que plus en périphérie (dans un rayon de 100-200 m environ, soit une zone traitée intensivement de 3 à 10 hectares environ), avec un nombre de pièges conséquents (10 à 15) de façon à espérer une efficacité optimale sur les individus qui fréquenteraient la zone et également de façon à ce que suffisamment de pièges demeurent actifs sur la zone même en cas de capture d'animaux sur d'autres pièges. Le passage d'un opérateur expérimenté (car certains modèles de pièges létaux sont dangereux à manipuler) toutes les deux (idéal) à quatre (minimum) semaines est cependant nécessaire de façon à contrôler et ré-appâter les différents dispositifs de piégeage.

Un traitement plus léger ou des stratégies complémentaires de gestion des populations de chats peuvent utilement être mis en œuvre, notamment au niveau de corridors d'accès (pistes) menant à la colonie artificielle ou au niveau de points possibles de fixation de populations de chats errants ou domestique (zones « vie » abritant du personnel), de façon à limiter également les populations à une échelle géographique plus large.

Le CEN (Conservatoire des Espaces Naturels de Nouvelle-Calédonie) travaille actuellement à la préparation et la rédaction de fiches techniques destinées aux opérateurs souhaitant conduire des opérations de lutte, contrer les populations de chats harets et ces éléments devraient être disponibles sous peu.

4.2.2. MISE EN PLACE DE TERRIERS ARTIFICIELS POUR FAVORISER LA REPRODUCTION AU NIVEAU DE SITES EXPÉRIMENTAUX.

Il s'agit de l'élément de base du dispositif global tant l'habitat de reproduction et notamment la faible disponibilité des cavités naturelles constituent des éléments contraignants pour l'établissement de colonies de reproduction.

Des nids artificiels (nichoirs ou terriers artificiels) ont déjà été utilisés avec succès pour l'étude et la conservation de plusieurs espèces d'oiseaux marins qui nichent dans des terriers ou des cavités (e.g. Bourgeois et al., 2015).

Ces dispositifs peuvent être utilisés pour :

- Compléter l'habitat de reproduction disponible (Priddel et Carlile, 1995 ; Lalas et al., 1999 ; De León et Mínguez, 2003 ; Bried et al., 2009 ; Madeiros et al., 2012 ; Sherley et al., 2012) ;
- Augmenter le succès de reproduction et la survie adulte (Byrd et al, 1983 ; Priddel et Carlile, 1995 ; De León et Mínguez, 2003 ; Bolton et al., 2004 ; Libois et al., 2012 ; Sherley et al., 2012) ;
- Diminuer la compétition interspécifique pour les habitats de nidification (Wingate, 1977 ; Ramos et al, 1997 ; Sullivan et Wilson, 2001 ; Bolton et al., 2004 ; Gummer et al., 2015) ;
- Établir (c'est notre cas ici) de nouveaux sites de reproduction lorsqu'ils sont couplés à une translocation des poussins et/ou une attraction vocale ainsi que le contrôle d'autres perturbations (Podolsky et Kress, 1989 ; Bell et al., 2005 ; Miskelly et Taylor, 2004 ; Priddel et al, 2006 ; Miskelly et al, 2009 ; Carlile et al, 2012 ; Gummer et al, 2015)
- Parfois rendre l'étude du comportement et de la biologie de reproduction plus facile et moins dérangeant en facilitant l'accès aux oiseaux. (Wilson, 1986, 1993 ; Bolton, 1995; Gaston, 1996 ; Gummer et al., 2015).

Les taux d'occupation des terriers artificiels peuvent largement varier d'un site à un autre en raison de variations dans la qualité/optimalité de l'habitat (Bolton, 1995 ; Priddel et Carlile, 1995), dans l'activité vocale conspécifique (Podolsky et Kress, 1989), dans la disponibilité naturelle des terriers (De León et Mínguez, 2003) et dans la pression de prédation ou de dérangement (Libois et al., 2012). L'occupation des terriers artificiels peut également être accélérée et augmentée lorsque ceux-ci sont utilisés pour remplacer directement les terriers naturels (De León et Mínguez, 2003).

Étant donné que les caractéristiques des terriers naturels (dimensions, forme, environnement environnant comme la pente, la végétation et le couvert du substrat, l'altitude et la densité des conifères) influent sur leur occupation et le succès de reproduction des oiseaux (p. ex. Byrd et al., 1983 ; Ramos et al., 1997 ; Bourgeois et Vidal, 2007), il est probable que des caractéristiques semblables auraient aussi une incidence sur la qualité et l'attractivité des terriers artificiels.

Dans ce cadre, un important travail de mesure et de caractérisation de terriers naturels fréquentés par les pétrels de Tahiti a été réalisé en parallèle de ce projet, permettant de disposer d'informations uniques sur les caractéristiques qui sont recherchées pour les sites de reproduction. Comme indiqué plus haut, ces données proviennent de la mesure d'un nombre important de terriers découverts tout au long du programme sur le site de Tiébaghi, sur l'îlot Mato et plus récemment sur l'îlot Némou.

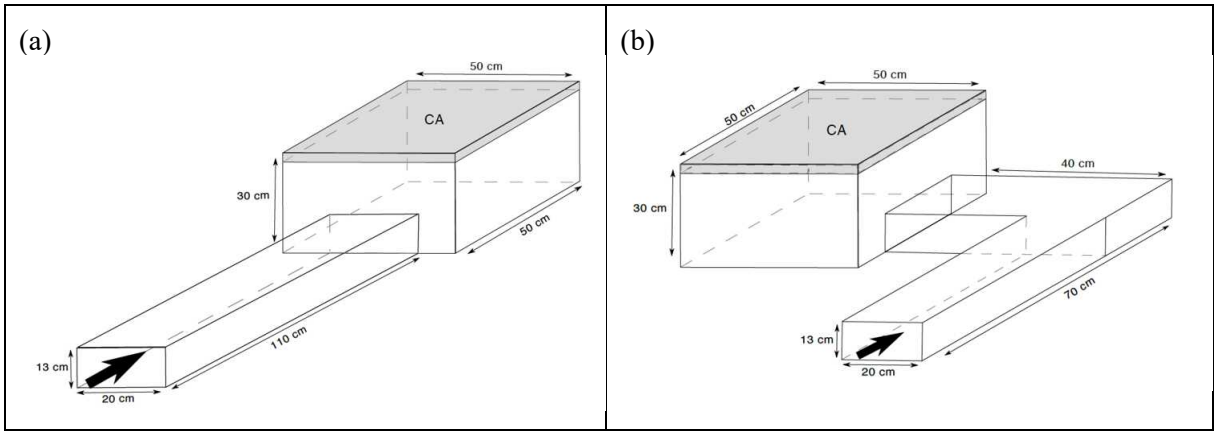

Figure 26 : Schémas de terriers artificiels dimensionnés pour le pétrel de Tahiti – (a) Tunnel d'entrée droit, (b) Tunnel d'entrée coudé

Ceci permet de proposer par exemple, ces deux types de modèles de terrier artificiels (à tunnel d'entrée droit ou coudé), à la structure et aux dimensions biomimétiques (figure 26). Différents types de matériaux peuvent être envisagés, mais généralement le bois ou le ciment sont préférés au PVC qui présente une tendance accentuée à l'échauffement de l'intérieur de la cavité.

Dans le cadre de l'expérimentation qui est proposée, une construction en bois (contreplaqué « marine » d'une bonne épaisseur) est recommandée, à la fois pour la facilité de construction et pour un poids modéré facilitant le transport et l'installation sur le terrain. Un dispositif de trappe de visite située au-dessus de la chambre d'incubation est à prévoir afin de faciliter l'inspection régulière des terriers et l'entretien de la chambre d'incubation.

4.2.2.1. Recommandations pour l'installation des terriers artificiels *(voir notamment Gummer et al, 2014)*

L'installation des terriers artificiels débute généralement par l'aplanissement de la zone destinée à accueillir les terriers, puis à enterrer les dispositifs. Cependant, à cause du substrat souvent rocheux, les terriers artificiels sont souvent installés à la surface du sol et recouverts de roches, de litière et de terre pour les dissimuler, les isoler du soleil et assurer leur stabilité. Le fond de la chambre d'incubation (ouvert sur le sol en dessous) est généralement recouvert d'une mince couche de gravier et de sol. Dans le cas qui nous concerne, nous recommandons de mélanger les 2 modèles (tunnel droit et tunnel coudé) de terrier sur un même site.

La gestion de la température et du drainage de l'eau au sein des terriers sont des points importants à considérer sur le plan méthodologique. Dans les terriers non isolés, les températures internes ont tendance à suivre de près les températures ambiantes (extérieures), qui sont souvent inférieures de 1 à 2 °C seulement. Par conséquent, il est important de s'assurer que les chambres d'incubation sont relativement isolées de la chaleur (recouvertes et ombragées) et restent relativement fraîches lorsque les températures ambiantes sont élevées (p. ex. > 25°C). Les terriers situés sous une végétation relativement dense ont tendance à avoir des températures plus stables parce qu'ils sont ombragés par la canopée.

Les terriers disposés sur des fortes pentes, des zones ouvertes dans les zones de végétation rase seront plus vulnérables à la surchauffe. Un bon drainage du terrier est essentiel pour éviter l'inconfort des adultes, voire la mort des poussins par refroidissement ou même par noyade ou encore la perte d'œufs.

Le drainage des terriers artificiels peut être amélioré par l'ajout d'une couche épaisse (100-200 mm de profondeur) de gravier fin ou de sable sous le plancher de la chambre et les tunnels

d’accès pendant la construction. Lorsqu'il y a des pluies torrentielles, les terriers se remplissent inévitablement d'eau, mais une couche de matériau drainant évite souvent le pire. L'utilisation d'un niveau à bulle lors de l'installation des terriers est recommandée de façon à s'assurer qu'ils s'inclinent légèrement vers l'avant, de sorte que l'eau s'écoule vers l’extérieur plutôt que vers le fond de la chambre d’incubation.

4.2.2.2. Positionnement des terriers artificiels sur le terrain

Pour des espèces de la taille du Pétrel de Tahiti et qui en outre ne font pas naturellement de colonies denses, les entrées des différents terriers doivent être espacées (au moins 1 m) permettant ainsi : (i) de permettre aux personnels de repérer facilement sur le terrain quelle entrée se rapporte à quelle chambre (pour le suivi des terriers) ; (ii) de permettre aux personnels d’accéder facilement à chaque chambre, sans causer de bruit ou de perturbation physique au niveau des terriers voisins ; de limiter les interférences entre terriers et éviter que des oiseaux ne se trompent de tunnel d’entrée.

Afin de maximiser la probabilité d’occupation des terriers artificiels par les oiseaux, il est recommandé de positionner les différents terriers de façon variée, de sorte que les terriers et notamment les entrées des tunnels ne soient pas tous orientés dans la même direction. Il est également recommandé d’éviter d'avoir des entrées faisant directement face à des zones ouvertes exposées à des vents violents ou à des pluies fortes, car elles seront plus sujettes au refroidissement et/ou à l'inondation.

Enfin, il est prudent d’éviter d'installer les terriers dans des endroits où ils pourraient être endommagés ou malmenés par des arbres ou des rochers instables.

Les terriers sont généralement installés à proximité des haut-parleurs du système de sonorisation (généralement devant les deux haut-parleurs, qui sont séparés jusqu'à 20 m). Il est en effet courant pour les adultes de prospecter très près des enceintes (e.g. Gummer et al., 2014), de sorte que certains terriers doivent être placés aussi près que possible des enceintes (y compris devant et derrière une enceinte).

Si le choix est fait de mettre en place une clôture anti-prédateur autour du dispositif artificiel, il est fortement recommandé que les terriers se trouvent à plusieurs dizaines de m de la clôture (au moins 20m, idéalement 50m), de même que les points haut utilisés pour l’envol, ceci afin que les oiseaux ne heurtent pas la clôture lors de leurs arrivées ou de leurs départs, d’autant que la hauteur de la clôture sera assez conséquente (>2.5m) de façon à empêcher les chats harets et les chiens errants de pénétrer à l’intérieur de la zone.

Les terriers doivent également être entretenus pour optimiser les taux d'occupation, notamment afin de s’assurer qu’ils ne sont pas endommagés/dégradés ou obstrués par des sédiments ou de la végétation.

Les terriers artificiels sont également conçus de façon à permettre un accès facile et régulier aux poussins ou aux adultes, notamment via une trappe de visite facilement amovible. Enfin, les terriers artificiels ont également pour fonction de fournir un espace sûr et sécurisé pour d’éventuels poussins transloqués. Dans ce cas spécifique, la conception des terriers n'a pas besoin de compromettre l'attrait des terriers pour les adultes s'ils sont installés correctement et s'ils sont rendus aussi résistants à la lumière que possible à l'intérieur.

Toutefois, les tunnels dans les terriers aménagés pour les poussins transférés peuvent être légèrement plus courts que ce qui est souhaitable pour les pétrels adultes, car les poussins doivent être accessibles y compris dans toutes les parties du tunnel d’accès.

4.2.3. DISPOSITIFS AUDIO PROGRAMMABLES D'ATTRACTION VOCALE

Comme indiqué, les pétrels sont des oiseaux nocturnes qui accordent une grande importance au comportements vocaux pour identifier la présence de congénères qu'il s'agisse d'individus prospecteurs ou de couples reproducteurs déjà établis. L'existence d'une activité vocale constitue pour ces oiseaux un stimulus essentiel pour inciter à adopter un site de reproduction potentiel et rechercher un partenaire.

Dans le cadre de sites artificiels de reproduction, ce type de dispositif de dynamisation artificielle, indispensable dans le cadre de telles opérations, consiste à diffuser régulièrement de nuit via des haut-parleurs des cris enregistrés (cris au sol ou cris en vol) de l'espèce cible dont on cherche à entrainer le posé au sol puis stimuler l'activité reproductrice (e.g Gummer et al., 2015 ; Young et al., 2018).

Ces dispositifs audio-programmables doivent être disposés dans des habitats favorables et à proximité des terriers artificiels, de façon à ce que les oiseaux survolant la zone, puissent les entendre. Le positionnement exact des haut-parleurs est parfois contraint par la longueur de câble disponible ou l'éloignement aux panneaux solaires nécessaires à l'alimentation du système en énergie.

L'attraction acoustique est généralement déployée sur des temps longs (plusieurs années), en complément des autres dispositifs artificiels. Cette méthode ne peut cependant porter des fruits et être efficace par rapport aux objectifs visés que si des oiseaux fréquentent et survolent régulièrement la zone concernée ; d'où l'importance de réaliser des points d'écoute nocturne pour s'assurer de la présence d'oiseaux prospecteurs en vol, ce qui a été confirmé sur les sites des massifs du Koniambo et de Tiébaghi.

Cette méthode vise tout autant à encourager la fixation d'oiseaux prospecteurs à la recherche d'un site de reproduction que de favoriser le retour d'individus transloqués au stade poussin quelques années plus tôt.

Les dispositifs d'attraction acoustique doivent être régulièrement contrôlés, notamment de nuit, de façon à s'assurer qu'ils sont effectifs et fonctionnels et que le volume sonore est suffisant pour que la diffusion des sons soit efficace et entendue des oiseaux prospecteurs, sans pour autant être trop forts pour des oiseaux qui seraient posés au sol à proximité des enceintes.

Si des oiseaux s'installent et entament une reproduction, le volume sonore peut être légèrement abaissé de façon à ne pas occasionner de gêne aux oiseaux (e.g Gummer et al., 2015 ; Young et al., 2018).

Enfin, étant donné le cycle de reproduction asynchrone des pétrels de Tahiti, avec la possibilité d'avoir des oiseaux en reproduction active à n'importe quelle période de l'année, les dispositifs d'attraction acoustiques devront demeurer en fonctionnement tout au long du cycle annuel, induisant des contraintes techniques et de maintenance, supplémentaires.

4.3. SUIVI DES OPÉRATIONS EXPÉRIMENTALES

4.3.1. INDICATEURS ET PROCÉDURES DE SUIVI

Étant donné le caractère expérimental de telles opérations pilotes, il nous paraît important que ces sites artificiels ainsi créés fassent l'objet **d'un suivi scientifique et technique** de façon à évaluer le succès des dispositifs mis en place.

Outre des visites d'inspection régulières (vérification du bon fonctionnement et du bon état de l'ensemble, maintenance, et inspection des terriers artificiels), nous recommandons que ces sites expérimentaux soient équipés **de dispositifs passifs de suivi**, en particulier :

- De pièges photographiques automatisés capables d'images nocturnes et diurnes sans flash (une dizaine d'installés par site, y compris si possible à l'intérieur de certains terriers), destinés à étudier la fréquentation éventuelle de la zone expérimentale, des abords des terriers et des terriers eux-mêmes par les pétrels mais également par les prédateurs introduits ;
- D'enregistreurs acoustiques automatisés (type SM2/SM4) et destinés à capter l'activité vocale des pétrels au sol ou en vol en réponse aux sons émis par les haut-parleurs (plages d'enregistrement calées de façon à succéder immédiatement aux émissions artificielles de chants de pétrels).

Les visites d'inspection et de maintenance régulières (probablement toutes les 8 à 10 semaines en fonction de l'autonomie des batteries et de la capacité de stockage des cartes SD) permettront de changer les batteries des pièges photographiques et des enregistreurs acoustiques, ainsi que de télécharger les données contenues dans les cartes SD.

Dans le cadre de la mise en place d'opérations pilotes, nous préconisons une période initiale « test » de l'ordre de 36 mois minimum (idéalement 5 ans) dont l'objectif sera à la fois d'évaluer le bon fonctionnement des différents dispositifs expérimentaux et surtout leur efficacité. Il est en outre entendu, qu'en cas de résultats positifs validant l'intérêt de ces dispositifs artificiels, ceux-ci ont ensuite vocation à être maintenus en place sur du plus long terme.

Plusieurs **indicateurs simples** peuvent être utilisés pour évaluer l'efficacité du dispositif, qui rappelons-le, constitue une opération réellement expérimentale, du fait du contexte particulier dans laquelle ce projet se situe (originalité de travailler en contexte minier et espèce-cible peu connue et n'ayant à ce jour jamais fait l'objet d'une telle expérimentation).

Ces indicateurs pourront être les suivants :

- Mesure de l'abondance (réduite voire idéalement très faible) des prédateurs introduits au niveau des sites expérimentaux (faible fréquence de prédateurs visibles sur les photographies, taux de capture de prédateurs en périphérie des sites expérimentaux, taux de consommation d'appâts empoisonnés). A adapter selon le choix stratégique qui sera opéré : mise en place d'enclos étanches ou lutte active contre les prédateurs introduits.
- Réponses vocales (nombre par unité de temps) des oiseaux en vol après émission des cris de pétrels par les haut-parleurs se traduisant par un nombre de contacts sonores significativement augmentés lorsque le dispositif est opérationnel comparativement à des périodes où le dispositif est désactivé.
- Preuve (via les pièges photos) que des oiseaux se posent au sol au niveau des zones expérimentales ; fréquence de ces posés ; activité et comportement des oiseaux au sol (temps passé au sol, comportement exploratoire, chants/cris au sol, interactions sociales entre individus, parades nuptiales).

- Exploration et fréquentation des terriers artificiels par les oiseaux (fréquences et périodes de visite, comportement exploratoire, temps passé à l'intérieur, aménagement pré-reproductif des terriers (grattage, fouissement), traces de pattes, fientes, odeur de pétrels.
- Preuves de reproduction ou de tentative de reproduction des oiseaux (oiseaux présents de façon durable à proximité immédiate ou à l'intérieur des terriers, « couples » (individus appariés ou en interaction sociale) observés à proximité ou à l'intérieur des terriers, ponte d'un œuf, élevage d'un poussin.

Ces différentes données seront issues des dispositifs automatiques installés au niveau des zones expérimentales (pièges-photographiques automatisés et enregistreurs acoustiques automatisés), mais également des visites régulières d'inspection des sites expérimentaux, voire d'opérations spécifiques de lutte contre les prédateurs introduits (chats harets en particulier).

Nota : Lors des discussions préalables à la mise en œuvre du programme TRANSLOC-PETREL, il avait été à juste titre imaginé que puisse être proposée une méthodologie permettant de disposer pour comparaison d'un scénario témoin (dynamique de colonies en l'absence d'une stratégie de gestion ou d'opérations de restauration).

Les résultats obtenus dans ce programme, notamment lors des importantes phases de prospection sur le terrain, ont malheureusement mis en évidence que des situations « témoins » en sites miniers n'étaient pas (plus) disponibles et qu'aucune colonie d'une importance significative pourrait faire l'objet d'un suivi comparatif permettant de mesurer le gain lié aux actions de restauration et de gestion.

D'autre part, les situations alternatives qui ont pu être mises en évidence, notamment sur certains îlots (Mato, Némou), se sont avérées pour l'instant trop différentes (situation littorale et habitats différents, absence de chats harets sur les deux sites, forte prédation par les rongeurs sur Némou) pour constituer un élément pertinent de comparaison.

Cela traduit, une fois de plus, la situation particulièrement critique dans laquelle se trouvent les populations de pétrels de Tahiti au sein des espaces miniers calédoniens, et renforce l'absolue nécessité de conduire au plus vite, des opérations expérimentales de dynamisation et de création de colonies pour éviter l'extinction locale des populations de pétrels de ces emprises minières.

4.3.2. SUIVI DU DEVENIR DES ADULTES ET DES POUSSINS

Même si l'on n'est plus (voir plus haut) dans la stricte perspective d'opérations de translocations de poussins et de « déplacement » de colonie, il peut être utile et intéressant, dans le cadre du suivi des dispositifs de dynamisation et de création de colonies artificielles de pétrels en sites miniers, de disposer de protocoles et de méthodologies permettant de suivre le devenir des adultes fréquentant les sites ainsi mis en place ainsi, si l'occasion se présente, des poussins issus de la reproduction.

Aucune technologie actuelle ne permet d'équiper durablement des oiseaux de cette taille (quelques centaines de gramme seulement) de dispositifs de tracking qui fonctionnent plus de quelques jours ou semaines. Toutefois, dans le cas présent, deux approches principales sont à recommander pour identifier individuellement et de façon permanente les individus afin de les recontacter éventuellement en cas de visites multiples : le baguage des individus et éventuellement l'équipement avec une puce RFID (radio-identification) semi-passive. Le premier cas consiste à poser à la patte des oiseaux une bague en métal à numéro unique, dont le serrage avec une pince garantit un maintien de la bague durant toute la vie de l'animal.

Celui-ci doit cependant être recapturé, pour que le numéro de bague puisse être lu à nouveau et l'animal identifié précisément ; les pièges photographiques automatisés ne permettant pas une vision suffisamment précise (mais un oiseau peut être détecté comme « bagué » sans pour autant que son numéro de bague ne soit visible). Les terriers artificiels, qui sont munis d'une trappe d'inspection, facilitent grandement la capture et la manipulation des oiseaux qui s'y trouvent comparativement aux terriers et cavités naturelles.

La seconde option, déjà testée avec succès à titre expérimental sur certains oiseaux marins se reproduisant dans des terriers, consiste à fixer à la bague de l'oiseau dans de la résine, une puce RFID (numéro électronique unique de radio-identification) qui peut être « lue » lorsque l'animal passe à proximité immédiate (quelques dizaines de cm) d'un dispositif d'activation / lecture (émission d'un champ magnétique et enregistrement du signal reçu de la puce), par exemple installé au niveau même de l'entrée des terriers artificiels (Yoda et al., 2018). Un tel système permettrait, outre l'identification des individus fréquentant le site, l'enregistrement automatique des allers et venues et des rythmes d'activité des oiseaux. Ce dispositif n'existe cependant pas encore dans le commerce sous forme directement utilisable et nécessiterait donc que les terriers artificiels soient équipés de prototypes spécialement conçus et adaptés à la situation considérée.

Des éléments plus techniques sur les procédures, coûts, calendrier des différentes phases d'intervention sont détaillés dans le livrable pratique « plan d'action » associé à ce rapport.

5. SYNTHESE / CONCLUSION / PERSPECTIVES

Le programme TRANSLOC-PETRELS a permis d'aborder la problématique du « déplacement » éventuel de colonies de pétrels vouées à la destruction du fait de l'activité minière, ou plus précisément de la « translocation » de poussins vers des sites sécurisés.

Dans un premier temps, un important travail de synthèse et d'analyse bibliographique a permis :

- De préciser les tenants et aboutissants méthodologiques de telles opérations telles que déjà conduites ailleurs dans des contextes différents, notamment en Nouvelle-Zélande ;
- De faire un état des lieux des connaissances scientifiques (réduites au début du projet) sur les deux espèces de pétrels possiblement concernées en Nouvelle-Calédonie, à savoir principalement le Pétrel de Tahiti et de façon plus marginale le Pétrel de Gould.

Des échanges et interactions régulières avec d'autres équipes conduisant ce genre de projets en Nouvelle-Zélande, Australie, Hawaii et à la Réunion ont permis de murir et d'approfondir les réflexions en lien avec les situations particulières rencontrées en Nouvelle-Calédonie.

Dans un second temps, différentes investigations intensives conduites par notre équipe sur le terrain et principalement focalisées sur le Pétrel de Tahiti ont permis :

- De préciser les conséquences particulièrement délétères des activités minières sur les populations de pétrels des massifs minier ;
- De mettre en évidence l'extrême rareté des populations reproductrices de pétrels encore présentes au sein des massifs miniers mais la persistance d'individus prospecteurs continuant de fréquenter les sites ;
- D'améliorer les connaissances sur la biologie et la phénologie de reproduction de l'espèce, son comportement au terrier, son habitat de reproduction et ses activité vocale.

Ces différents éléments ont permis de conclure dans le cadre d'une analyse de faisabilité, que les situations rencontrées en Nouvelle-Calédonie (rareté extrême des populations reproductrices en milieu minier et biologie atypique de l'espèce) ne permettaient pas d'envisager que des opérations de translocation puissent constituer une manière pertinente d'atténuer les impacts des activités minières sur les pétrels.

En accord avec le CNRT et les opérateurs miniers, une stratégie alternative a été investiguer, à savoir proposer, au sein même des emprises minières, l'installation de sites sécurisés, couplés à un ensemble de dispositifs artificiels et de procédures visant à stimuler et faciliter la fixation et la reproduction des individus encore présents de façon diffuse, de façon à éviter l'extinction locale des populations de pétrels en sites miniers.

Différentes propositions ont pu être faites tant sur le plan méthodologique que pratiques sur de tels sites pour limiter l'impact négatif des prédateurs introduits, proposer un habitat de reproduction (terriers artificiels) optimisé, permettre une stimulation acoustique efficace et disposer d'indicateurs de suivi de telles opérations expérimentales.

Des discussions actuellement avec certains opérateurs miniers (KNS en particulier) laissent entrevoir la possibilité que de tels dispositifs soient mis en place rapidement selon les recommandations et préconisations émises et que des expérimentations couplées à un suivi scientifique et technique puissent avoir lieu prochainement sur des périodes d'essai de 3 à 5 ans afin d'en tirer des enseignements suffisamment robustes pour une éventuelle généralisation en cas de succès.

En parallèle, ce programme a également permis l'émergence d'une thèse de doctorat directement consacrée à l'écologie et la biologie du Pétrel de Tahiti (Angélique Pagenaud, IRD/UNC, Bourse de thèse de la Province Sud). Ce travail de doctorat qui s'étalera jusqu'à début 2021, vise notamment à étudier la biologie et l'écologie de l'espèce sur des sites littoraux afin de compléter les connaissances disponibles et de poursuivre les efforts d'investigation sur les sites miniers.

Les différents éléments de connaissance déjà obtenus ou en cours d'acquisition viendront alimenter les réflexions et les savoir-faire en matière de restauration active des populations de pétrels au sein des espaces miniers calédoniens. Ces futures stratégies *in situ*, viseront autant que possible à éviter l'extinction locale des populations de pétrels au sein des emprises minières, de façon à faciliter et accélérer la recolonisation progressive des massifs, une fois l'exploitation minière achevée.

Ces travaux ont permis de mettre en lumière l'extrême fragilité et la grande méconnaissance des populations de pétrels calédoniens et doivent inciter d'autres opérateurs de la conservation à engager des moyens appropriés pour l'étude et la sécurisation de ces espèces et de leurs habitats en dehors des strictes emprises minières.

6. BIBLIOGRAPHIE CITEE

Atkinson IAE. 1985. The spread of commensal species of Rattus to islands and their effects on island avifaunas. In: Moors PJ. (ed.). Conservation of island birds, pp. 35-81. International Council for Bird Preservation Technical Publication No. 3, Cambridge.

Baker, G.B., Gales, R., Hamilton, S., Wilkinson, V., 2002. Albatrosses and petrels in Australia: a review of their conservation and management. Emu 102:71–97.

Baudat-Franceschi J. 2006. Oiseaux marins et côtiers nicheurs en Province Nord : Evaluation des populations et enjeux de conservation. Rapport d'étude. Société Calédonienne d'Ornithologie / Pce. Nord, non publié, 105 p.

Baudat-Franceschi J. 2009. Inventaire de l'avifaune des îles Bélep : habitats naturels, enjeux de conservation. Rapport d'étude. Société Calédonienne d'Ornithologie/Province Nord. 50 p.

Baudat-Franceschi J. 2011. Etude de faisabilité de l'éradication des rats pour la préservation du Pétrel de Tahiti sur l'îlot Némou (Thio). Rapport d'étude. Société Calédonienne d'Ornithologie/Province Sud. 41 p.

Baudat-Franceschi J. 2012. Etat de conservation des oiseaux marins et des rapaces nicheurs du « Grand Lagon Sud ». Contribution au plan de gestion du bien UNESCO « aire marine n°1 ». Rapport d'étude. Société Calédonienne d'Ornithologie/Province Sud. 125 p.

Baudat-Franceschi J, Spaggiari J & Barré N. 2009. Oiseaux nicheurs d'intérêt pour la conservation, Chapitre 6, pp 136-142. In Mc Kenna SA, Baillon N & Spaggiari J (éds). Evaluation rapide de la biodiversité marine des récifs coralliens du lagon Nord-Ouest entre Koumac et Yandé, Province Nord, Nouvelle-Calédonie. 150 p.

BirdLife International. 2016. Pterodroma leucoptera. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22697970A95223991.

Bolton, M., 1995. Energy expenditure, body-weight and foraging performance of British storm petrels breeding in artificial nesting chambers. Ibis 138, 405–409.

Bourgeois K, Dromzée S, Vidal E & Legrand J. 2008. Yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan* presence and behaviour at colonies: not only a moonlight question. C.R. Biologies 331: 88–97.

Bourgeois K & Vidal E. 2007. Yelkouan shearwater nest-cavity selection and breeding success. C. R. Biol. 330: 205–214.

Bourgeois K., Dromzée S. & Vidal E. 2015. Are artificial burrows efficient conservation tools for seabirds? A case study of two sympatric shearwaters on neighbouring islands and guidelines for improvement. Biological Conservation, 191: 282-290.

Bretagnolle V. 1990. Effet de la lune sur l'activité des pétrels (classe Aves) aux îles Salvages (Portugal). Can. J. Zool. 68: 1404–1409.

Bretagnolle V, Attié C & Mougeot F. 2000. Audubon's shearwaters *Puffinus lherminieri* on Réunion Island, Indian Ocean: behaviour, census, distribution, biometrics and breeding biology. Ibis 142 : 399–412.

Bretagnolle V, 2001, Le pétrel de la chaîne Pterodroma (leucoptera) caledonica : statut et menaces – province Sud (Nouvelle Calédonie) – 33 p

Bretagnolle V. et Villard P. 2007. Le Pétrel de la chaîne Pterodroma (leucoptera ?) caledonica. Synthèse des connaissances acquises entre 1994 et 2007. Rapport d'étude pour la province Sud. CNRS.

Bried, J., Magalhães, M.C., Bolton, M., Neves, V.C., Bell, E., Pereira, J.C., Aguiar, L., Monteiro, L.R., Santos, R.S., 2009. Seabird habitat restoration on Praia Islet, Azores archipelago. Ecol. Restor. 27, 27–36.

Brooke ML & Prince PA. 1991. Nocturnality in seabirds. Proc. Internat. Ornithol. Congress 20: 1113–1121.

Burger, J., Gochfeld, M., 1994. Predation and effects of humans on island-nesting seabirds. In: Nettleship DN, Burger J, Gochfeld M (eds) Seabirds on islands. Threats, case studies and action plans, BirdLife Conservation Series no. 1, BirdLife International, Cambridge, pp 39–67.

Burham K & Anderson D. 2003. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media.

Buxton RT & Jones IL. 2012. Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: applications for island restoration. J. Field Ornithol. 83: 47–60.

Buxton RT, Major HL, Jones IL & Williams JC. 2013. Examining patterns in nocturnal seabird activity and recovery across the Western Aleutian Islands, Alaska, using automated acoustic recording. Auk 130: 331–341.

Byrd GV, Moriarty DI & Brady BG. 1983. Breeding biology of the wedge-tailed shearwaters at Kilauea Point, Hawaii. Condor 85: 292–296.

Carlile, N., Priddel, D., Zino, F., Natividad, C.,Wingate, D.B., 2003. A review of four successful recovery programmes for threatened sub-tropical petrels. Mar. Ornithol. 31, 185–192.

Carlile, N., Priddel, D., Madeiros, J., 2012. Establishment of a new, secure colony of endangered Bermuda petrel Pterodroma cahow by translocation of near-fledged nestlings. Bird Conserv. Int. 22, 46–58.

Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM & Palmer TM. 2015. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances 1: e1400253.

Cockrem, J.F., Candy, E.J., Barrett, D.P., Agnew, P., Potter, M.A., 2017. Individual variation and repeatability of corticosterone responses of little penguins (Eudyptula minor) sampled in two successive years at Oamaru, New Zealand. General and Comparative Endocrinology, 244: 86-92.

Cromarty PL & Alderson SL. 2013. Translocation statistics (2002-2010), and the revised Department of Conservation translocation process. Notornis 60:55—62.

Croxall JP, Butchart SHM, Lascelles B, Stattersfield AJ, Sullivan B, Symes A & Taylor P. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. Bird Conservation International 22:1—34.

Debar L & Pelizzo L. 2014. Inventaire des colonies de pétrels des concessions SLN Pinpin1A, Pinpin5 et Kraoui1 du Mont Krapé et de la Dent de Poya. Rapport d'étude. 16 p.

Day RH & Cooper BA. 1995. Patterns of movement of Dark-rumped Petrels and Newell's Shearwaters on Kauai. Condor 97: 1011–1027.

Delelis N, Chartendrault V & Barré N. 2007. Oiseaux menacés du massif de Koniambo. Etat des populations, recommandations d'atténuation et de compensations. Rapport final IAC & SCO pour KNS, non publié, 109 p.

De León, A., Mínguez, E., 2003. Occupancy rates and nesting success of European storm petrels breeding inside artificial nest-boxes. Sci. Mar. 67, 109–112.

Del Hoyo, J., Collar, N.J., Christie, D.A., Elliott, A. and Fishpool, L.D.C. 2014. HBW and BirdLife International Illustrated Checklist of the Birds of the World. Volume 1: Non-passerines. Lynx Edicions BirdLife International, Barcelona, Spain and Cambridge, UK.

De Naurois R. 1978. Procellariidae reproducteurs en Nouvelle-Calédonie pendant l'été austral. Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences 287: 269–271.

De Naurois R & Erard C. 1979. Identité subspécifique des populations néo-calédoniennes de Pterodroma rostrata. Oiseau R.F.O 49:235—239.

Dent B. 2008. Fluttering Shearwater Update. Friends of Mana Island Incorporated. PO Box 54 101, Mana 5247 Newsletter Number 34 February, 6 p.

Department of the Environment (2015), Background document for the Threat abatement plan for predation by feral cats, Canberra, 76p.

Duron Q., Shiels B. A. & Vidal E. 2017. A review of invasive rat control on islands and priorities for future actions. Conservation Biology, 31 : 761-771.

Du Toit, M., Boere, G.C., Cooper, J., De Villiers, M.S, Kemper, J., Lenten, B., Petersen, S.L., Simmons, R.E., Underhill, L.G., Whittington, P.A., Byers, O.P., 2002. Conservation assessment and management plan for southern african coastal. Workshop report, Cape Tows, South Africa.

Duval T. 2009. Inventaire ornithologique du massif du Panié et des Roches de la Ouaième, province Nord, Nouvelle-Calédonie. In Tron FM, Franquet R, Larsen TH & Cassan J-J (éds.). Evaluation rapide de la biodiversité du massif du Panié et des Roches de la Ouaième, province Nord, Nouvelle-Calédonie. Pp 87-96. RAP Bulletin of Biological Assessment 65. Conservation International, Arlington, VA, USA.

Faulquier L., Fontaine R., Vidal E., Salamolard M. & Lecorre M. 2009. Feral cats Felis catus threaten the endangered endemic Barau's petrel Pterodroma baraui at Reunion Island (Western Indian Ocean). Waterbirds, 32: 330-336.

Gaston, A.J., 1996. A nest box for ancient murrelets. Colon. Waterbirds 19, 116–120.

Germano JM & Bishop PJ. 2009. Suitability of amphibians and reptiles for translocation. Conservation Biology 23:7—15.

Germano JM, Field KJ, Griffiths RA, Clulow S, Foster J, Harding G & Swaisgood RR. 2015.

Mitigation-driven translocations: are we moving wildlife in the right direction? Frontiers in Ecology and the Environment 13:100—105.

Gineste B, Souquet M, Couzi FX, Giloux Y, Philippe JS, Hoarau C, Tourmetz J, Potin G & Le Corre M. 2017. Tropical Shearwater population stability at Reunion Island, despite light pollution. J. Ornithol. 158: 385–394.

Goltz, D.M., Hess, S.C., Brinck, K.W., Banko, P.C., and Danner, R.M. 2008. Home range and movements of feral cats on Mauna Kea, Hawai'i. Pac. Conserv. Biol. 14, 177– 184.

Granadeiro JP, Burns MD & Furness RW. 1998. Patterns of activity and burrow attendance in Cory's shearwater *Calonectris diomedea* as revealed by a novel logging technique. Ibis 140: 458–466.

Grant GS, Warham J, Pettit TN & Whittow GC. 1983. Reproductive behavior and vocalizations of the Bonin petrel. Wilson Bull. 95: 522–539.

Gummer H. 2013. Best practice techniques for translocations of burrow-nesting petrels and shearwaters. Report for the New Zealand Department of Conservation, Wellington, New Zealand Version 1: Draft. February 2013.

Gummer H., Taylor G., Collen R., Ward-Smith T. & Mitchell C. 2014. Best practice techniques for the translocation of grey-faced petrels (*Pterodroma macroptera gouldi*). New Zealand Department of Conservation, 98p., Unpublished report.

Gummer, H., Taylor, G., Wilson, K.J., Rayner, M., 2015. Recovery of the endangered Chatham petrel (Pterodroma axillaris): a review of conservation management techniques from 1990 to 2010. Global Ecol. Conserv. 3, 310–323.

Harris MP. 1969. Food as a factor controlling the breeding of *Puffinus lherminieri*. Ibis 111: 139–156.

Harris SW. 1974. Status, chronology, and ecology of nesting storm petrels in northwestern California. Condor 76: 249–261.

Iglesias-Vasquez, A.; Gangloff, B.; Ruault, S.; Ribout, C.; Priddel, D.; Carlile, N.; Friesen, V.L.; Cibois, A.; Bretagnolle, V. 2017. Population expansion, current and past gene flow in Gould's petrel: implications for conservation. Conservation Genetics 18: 105-115.

Imber MJ. 1975. Behavior of petrels in relation to the moon and artificial lights. Notornis 22: 302–306.

Imber M.J. & Jenkins J.A.F., 1981. The New Caledonian Petrel. Notornis 28(3): 149-160.

IUCN. 1987. IUCN position statement on the translocation of living organisms: introductions, re-introductions and restocking. IUCN, Gland, Switzerland.

Johnson JB & Omland KS. 2004. Model selection in ecology and evolution. Trends in Ecology and Evolution 19: 101–108.

Jones, H. P., B. R. Tershy, E. S. Zavaleta, D. A. Croll, B. S. Keitt, M. E. Finkelstein, and G. R. Howald. 2008. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. Conservation Biology 22:16-26.

Jouventin, P., 1994. Past, present and future of Amsterdam Island (Indian Ocean) and its avifauna. In: Nettleship DN, Burger J, Gochfeld M (eds) Seabirds on islands. Threats, case studies and action plans, BirdLife Conservation Series no. 1, BirdLife International, Cambridge, pp 122–132.

Keitt BS, Tershy BR & Croll DA. 2004. Nocturnal behavior reduces predation pressure on Black-vented Shearwaters *Puffinus opisthomelas*. Marine Ornithology 32: 173–178.

Klomp NI & Furness RW. 1992. Patterns of chick feeding in Cory's shearwaters and the associations with ambient light. Colonial Waterbirds 15: 95–102.

Lalas, C., Jones, P.R., Jones, J., 1999. The design and use of a nest box for yellow-eyed penguins Megadyptes antipodes — a response to a conservation need. Mar. Ornithol. 27, 199–204.

Lazenby, B. T., Mooney, N. J., and Dickman, C. R. 2015. Effects of low-level culling of feral cats in open populations: a case study from the forests of southern Tasmania. Wildlife Research 41, 407-420.

Libois, E., Gimenez, O., Oro, D., Mínguez, E., Pradel, R., Sanz-Aguilar, A., 2012. Nest boxes: a successful management tool for the conservation of an endangered seabird. Biol.Conserv. 155, 39–43.

Lieury, N., Ruette, S., Devillard, S., Albaret, M., Drouyer, F., Baudoux, B. & Millon, A. 2015. Compensatory immigration challenges predator control: an experimental evidence-based approach improves management. The Journal of Wildlife Management, 79, 425–434.

Madeiros, J., Carlile, N., Priddel, D., 2012. Breeding ecology and population increase of the endangered Bermuda petrel Pterodroma cahow. Bird Conservation International 22, 35–45.

Marchant, S., and Higgins, P. J. (Eds). 1990. Gould's petrel Pterodroma leucoptera. In

'Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds'. pp. 501–507. (Oxford University Press: Melbourne).

Mareschal J. 2009. Impact des pollutions lumineuses sur les Procellariidés de Nouvelle-Calédonie. Stage de Master 2 Ecologie et Ethologie Appliquée, Université Jean-Monnet et SCO, non publié.

Marsh DM & Trenham PC. 2001. Metapopulation dynamics and Amphibian conservation. Conservation Biology 15:40—49.

McDuie F, Weeks SJ, Miller MGR & Congdon BC. 2015. Breeding tropical shearwaters use distant foraging sites when self-provisioning. Marine Ornithology 43:123–129

McGregor, H.W., Legge, S., Potts, J., Jones, M.E., and Johnson, C.N. 2015. Density and home range of feral cats in north-western Australia. Wildlife Research 42(3), 223-231.

McNeil R, Drapeau P & Pierotti R. 1993. Nocturnality in colonial waterbirds: occurrence, special adaptations and suspected benefits. Current Ornithology 10: 187–246.

Medina F., Bonnaud E., Nogales M., Vidal E., Zavaleta E., Tershy B., Donlan J. & Fitzgerald M. 2011. A world review of the impacts of feral cats on island endangered species. Global Change Biology, 17 : 3503-3510.

Miskelly CM & Taylor GA. 2004. Establishment of a colony of Common Diving Petrels (Pelecanoides urinatrix) by chick transfers and acoustic attraction. Emu 104:205—211.

Miskelly CM, Taylor GA, Gummer H & Williams R. 2009. Translocations of eight species of burrow-nesting seabirds (genera Pterodroma, Pelecanoides, Pachyptila and Puffinus: family Procellariidae). Biological Conservation 142:1965—1980.

Miskelly CM & Gummer H. 2013. Attempts to anchor pelagic fairy prions (Pachyptila turtur) to their release site on Mana Island. Notornis 60:29—40.

Miskelly CM & Powlesland RG. 2013. Conservation translocations of New Zealand birds, 1863-2012. Notornis 60:3—28.

Mougeot F & Bretagnolle V. 2000. Predation risk and moonlight avoidance in nocturnal seabirds. J. Avian Biol. 31: 376–386.

de Naurois, R. 1978. Ornithologie. – Procellariidae reproducteurs en Nouvelle-Calédonie pendant l'été austral. Comptes Rendus Academie des Sciences, Paris 287: 269-271.

O'Dwyer, T.W. (2004) Breeding biology of Gould's petrels. Pterodroma leucoptera: predicting breeding outcomes from a physiological and morphological appraisal of adults. PhD thesis, University of Wollongong, Wollongong.

O'Dwyer, T. W., Buttemer, W. A., and Priddel, D. (2006a). Investigator disturbance does not influence chick growth or survivorship in the endangered Gould's petrel Pterodroma leucoptera. Ibis 148, 368–372.

O'Dwyer, T. W., Buttemer, W. A., Priddel, D., and Downing, J. A. (2006b). Prolactin, body condition, and the cost of good parenting: an interyear study in a long-lived seabird, Gould's petrel Pterodroma leucoptera. Functional Ecology 20, 806–811.

O'Dwyer, T. W., Priddel, D., Carlile, N., Bartle, J. A., and Buttemer, W. A. (2006c). An evaluation of three field techniques for sexing Gould's petrels Pterodroma leucoptera (Procellariidae). Emu 106, 245–252.

Oppel S, Hervias S, Oliveira N, Pipa T, Silva C, Geraldes P, Goh M, Immler E & McKown M. 2014. Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. Nature Conservation 7: 1–13.

Palmas P. 2017. Ecologie et impacts d'un prédateur introduit au sein d'un hot-spot mondial de biodiversité. le chat haret felis catus dans l'archipel néo-calédonien. Thèse de doctorat, Université de la Nouvelle-Calédonie, IMBE/IRD/UNC, 236p.

Palmas P., Jourdan H., Rigault F., Debar L., De Meringo H., Bourguet E., Mathivet M., Lee M., Adjoughniope R., Papillon Y., Bonnaud E. & Vidal E. 2017. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. Biological Conservation, 214 : 250-259.

Palmas P., Gouyet R., Oedin M., Millon A., Bonnaud E., Cassan J.J., Kowi J. & Vidal E. - Effect of high intensity but short time culling on a feral cat population. Pest Management Science, submitted.

Pandolfi Benoit M & Bretagnolle V. 2002. Seabirds of the Southern Lagoon of New Caledonia; Distribution, Abundance and Threats. Waterbirds 25:202–213.

Plentovich S, Hebshi A & Conant S. 2009. Detrimental effects of two widespread invasive ant species on weight and survival of colonial nesting seabirds in the Hawaiian Islands. Biological Invasions 11:289–298.

Podolsky, R.H., Kress, S.W., 1989. Factors affecting colony formation in Leach's stormpetrel. Auk 106, 332–336.

Portelli D. J. 2016. Plumage variation in Gould's petrel (Pterodroma leucoptera): an evaluation of the taxonomic validity of P. l. caledonica (Imber & Jenkins 1981). Notornis 63: 130-141.

Priddel, D., and Carlile, N. 1995. An artificial nest box for burrow-nesting seabirds. Emu 95, 290–294.

Priddel, D., Carlile, N., 2001. A trial translocation of Gould's petrel (Pterodroma leucoptera leucoptera). Emu 101, 79–88.

Priddel, D.; Carlile, N. 2007. Population size and breeding success of Gould's Petrel Pterodroma leucoptera leucoptera on Cabbage Tree Island, New South Wales: 1996-97 to 2005-06. Corella 31(3/4): 79-82

Priddel, D.; Carlile, N. 2009. Key elements in achieving a successful recovery programme: A discussion illustrated by the Gould's Petrel case study. Ecological Management and Restoration 10: S97-S102.

Priddel, D.; Carlile, N.; Portelli, D.; Kim, Y.; O'Neill, L.; Bretagnolle, V.; Ballance, L.T.; Phillips, R.A.; Pitman, R.L.; Rayner, M.J. 2014. Pelagic distribution of Gould's petrel (Pterodroma leucoptera): linking shipboard and onshore observations with remote-tracking data. Emu 114: 360–370.

Priddel, D.; Carlile, N.; Wheeler, R. 2006. Establishment of a new breeding colony of Gould's Petrel (Pterodroma leucoptera leucoptera) through the creation of artificial nesting habitat and the translocation of nestlings. Biological Conservation 128: 553-563.

Probst, J.M., Le Corre, M., Thébaud, C., 2000. Breeding habitat and conservation priorities in Pterodroma baraui, an endangered Gadfly Petrel of the Mascarene archipelago. Biological Conservation, 93:135–138.

Raine AF, Boone M, McKnown M & Holmes N. 2017. The breeding phenology and distribution of the Band-rumped Storm-Petrel *Oceanodroma castro* on Kaua'i and Lehua Islet, Hawaiian Islands. Marine Ornithology 45: 73–82.

Ramos JA, Monteiro LR, Sola E & Moniz Z. 1997. Characteristics and competition for nest cavities in burrowing Procellariiformes. Condor 99: 634–641.

Rauzon MJ & Rudd AB. 2014. Vocal repertoire of the Tahiti Petrel *Pseudobulweria rostrata*: A preliminary assessment. Marine Ornithology 42: 143–148.

R Core Team. 2016. A language and environment for statistical computing. R Fundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rayner MJ, Carlile N, Priddel D, Bretagnolle V, Miller MGR, Phillips RA, Ranjard L, Bury SJ, Torres LG. 2016. Niche partitioning by three Pterodroma petrel species during non-breeding in the equatorial Pacific Ocean. Marine Ecology Progress Series 549: 217-229.

Reed JR, Sincock JL & Hailman JP. 1985. Light attraction in endangered Procellariiform birds: reduction by shielding upward radiation. The Auk 102:377–383.

Ross EL & Brunton DH. 2002. Seasonal trends and nightly variation in colony attendance of grey-faced petrel (Pterodroma macroptera gouldi). Notornis 49:153—157.

Rowe L. 2014. Post-translocation movements of pre-fledging Hutton's shearwaters (Puffinus huttoni) within a newly established colony (Te Rae o Atiu) on the Kaikoura Peninsula. Notornis 61:84–90.

Rubolini D, Maggini I, Ambrosini R, Imperio S, Paiva VH, Gaibani G, Saino N & Cecere JG. 2015. The effect of moonlight on Scopoli's Shearwater *Calonectris diomedea* colony attendance patterns and nocturnal foraging: a test of the foraging efficiency hypothesis. Ethology 121: 284–299.

Rudge MR. 1976. A note on the food of feral pigs (Sus scrofa) of Auckland Island. Proceedings of the New Zealand Ecological Society 23:83—84.

Schreiber RW & Ashmole NP. 1970. Sea-bird breeding seasons on Christmas Island, Pacific Ocean. Ibis 112: 363–394.

Seddon PJ. 2010. From reintroduction to assisted colonization: moving along the conservation translocation spectrum. Restoration Ecology 18:796—802.

Seddon PJ, Griffiths CJ, Soorae PS & Armstrong DP. 2014. Reversing defaunation: restoring species in a changing world. Science 345:406—412.

Seddon PJ, Strauss WM & Innes J. 2012. Animal translocations: what are they and why do we do them? In: Ewen JG, Armstrong DP, Parker KA & Seddon PJ (Eds). Reintroduction Biology: Integrating Science and Management. West Sussex, UK: Wiley-Blackwell.

Serventy DL, Gunn BM, Skira IJ, Bradley JS & Wooller RD. 1989. Fledgling translocation and philopatry in a seabird. Oecologia 81:428—429.

Sherley, R.B., Barham, B.J., Barham, P.J., Leshoro, T.M., Underhill, L.G., 2012. Artificial nests enhance the breeding productivity of African penguins (Spheniscus demersus) on Robben Island, South Africa. Emu 112, 97–106.

Simons TR. 1981. Behavior and attendance patterns of the fork-tailed storm petrel. Auk 98: 145–158.

Smith JL, Mulder CPH & Ellis JC. 2011. Seabirds as ecosystem engineers: nutrient inputs and physical disturbance. In: Mulder CPH, Anderson WB, Towns DR & Bellingham PJ (Eds). Seabird Islands, Ecology, Invasion and Restoration. Oxford University Press.

Soulé ME. 1985. What is Conservation Biology? BioScience 35:727—734.

Spaggiari, J., Barré N., 2004. Inventaire complémentaire des sites de nidification du pétrel de Tahiti Pseudobulweria rostrata trouessarti sur le massif du Koniambo. Rapport d'étude n° 8/2004. Institut Agronomique néo-Calédonien et Société Calédonienne d'Ornithologie. 28 p.

Spaggiari J, Chartendrault V & Barré N. 2007. Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux de Nouvelle-Calédonie. Société Calédonienne d'Ornithologie /Birdlife International. Nouméa, Nouvelle-Calédonie. 216 p.

Spear LB & Ainley DG. 1998. Morphological differences relative to ecological segregation in petrels (family: procellariidae) of the Southern Ocean and tropical Pacific. The Auk 115:1017—1033.

Symonds MRE & Moussalli A. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. Behavioral Ecology and Sociobiology 65: 13–21.

Tasker ML, Camphuysen CJ, Cooper J, Garthe S, Montevecchi WA & Blaber SJM. 2000. The impacts of fishing on marine birds. Journal of Marine Science 57:531–547.

Tasker ML, Camphuysen CJ, Cooper J, Garthe S, Montevecchi WA & Blaber SJM. 2000. The impacts of fishing on marine birds. Journal of Marine Science 57:531–547.

Taylor G. 2010. Establishment of a new colony of Pycroft's petrels through chick translocations and acoustic attraction. Department of Conservation. Poster abstract for First World Seabird Conference, Victoria, Canada (Sept 2010).

UICN. 2012. Lignes directrices de l'UICN sur les reintroductions et les autres transferts aux fins de la sauvegarde - Document établi par la Commission de sauvegarde des espèces (CSE) de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature

Villard, P., Barré, N., 2002. Inventaire et statut des oiseaux dans la zone d'emprise du projet Koniambo (Province Nord, Nouvelle Calédonie). Rapport de mission n°8/2002. Société Calédonienne d'Ornithologie et Institut Agronomique néo-calédonien, 55p.

Villard P, Dano S & Bretagnolle V. 2006. Morphometrics and the breeding biology of the Tahiti Petrel *Pseudobulweria rostrata*. Ibis 148: 285–291

Watanuki Y. 1986. Moonlight avoidance behavior in Leach's Storm-Petrels as a defense against Slaty-Backed Gulls. Auk 103: 14–22.

Welch JR. 2014. Variations in the breeding biology of the Grey-faced Petrel Pterodroma macroptera gouldi.

Wilson, U.W., 1986. Artificial rhinoceros auklet burrows: a useful tool for management and research. J. Field Ornithol. 57, 295–299.

Wilson, U.W., 1993. Rhinoceros auklet burrow use, breeding success, and chick growth: gull-free vs. gull-occupied habitat. J. Field Ornithol. 64, 256–261.

Wingate, D.B., 1977. Excluding competitors from Bermuda petrel nesting burrows. In: Temple, S.A. (Ed.), Endangered Birds: Management Techniques for Preserving Threatened Species. University of Wisconsin Press, Madison, USA, pp. 93–102.

Yoda K. 2019. Advances in bio-logging techniques and their application to study navigation in wild seabirds. Advanced Robotics 33, 108-117.

Young, L.C., J.H. Behnke, E.A. Vanderwerf, A.F. Raine, C. Mitchell, C.R. Kohley, M. Dalton, M. Mitchell, H. Tonneson, M. DeMotta, G. Wallace, H. Nevins, C.S. Hall and K. Uyehara. 2018. The Nihoku Ecosystem Restoration Project: A case study in predator exclusion fencing, ecosystem restoration, and seabird translocation. Pacific Cooperative Studies Unit Technical Report 198. University of Hawai'i at Mānoa, Department of Botany. Honolulu, HI. 83 pages.

Zeileis A, Kleiber C & Jackman S. 2008. Regression models for count data in R. J. Stat. Softw. 27: 1–2.