

Suivi démographique d'une population
de Gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*)
suite à une translocation pour recoloniser un
espace restauré du Parc national de La Réunion



Rapport méthodologique, protocole version 1 (octobre 2019)

Document élaboré dans le cadre de la coopération AFB-CEFE
visant à fournir un appui méthodologique et statistique
aux gestionnaires d'espaces naturels protégés

Thibaut COUTURIER (CEFE), Anouk PITEAU (Parc national de La
Réunion), Marc SALAMOLARD (Parc national de La Réunion),
Adrien JAILLOUX (AFB), Aurélien BESNARD (CEFE)

En partenariat avec :



AUTEURS

Thibaut COUTURIER, ingénieur de recherche, CEFE, thibaut.couturier@cefe.cnrs.fr

Anouk PITEAU, chargée du suivi des travaux écologiques, LIFE + Forêt sèche, Parc national de La Réunion, anouk.piteau@reunion-parcnational.fr

Marc SALAMOLARD, chargé de mission faune, Parc national de La Réunion, marc.salamolard@reunion-parcnational.fr

Adrien JAILLOUX, chargé de mission biodiversité terrestre, parcs nationaux et aires protégées, Agence française pour la biodiversité, adrien.jailloux@afbiodiversite.fr

Aurélien BESNARD, maître de conférences, CEFE, aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr

PEER-REVIEW (RELECTURE CRITIQUE PAR DES PAIRS)

Mickaël SANCHEZ, expert herpétologue indépendant,

Nicolas ZUEL, responsable de la conservation de l'*Ebony Forest Reserve*, Ile Maurice

CITATION CONSEILLÉE

Couturier T., Piteau A., Salamolard M., Jailloux A., Besnard A., 2019. Suivi démographique d'une population de Gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) suite à une translocation pour recoloniser un espace restauré du Parc national de La Réunion. Rapport méthodologique, protocole version 1. Coopération AFB-CEFE. 38 pages.

CREDIT PHOTO COUVERTURE

Gecko vert de Bourbon © Fany Rivière



Phelsuma borbonica ©Stéphane Michel

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : Régional

Couverture géographique : La Réunion

Niveau de lecture : professionnels, experts

Suivi démographique d'une population de Gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) suite à une translocation pour recoloniser un espace restauré du Parc national de La Réunion

RESUME

Le gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) est une espèce indigène de l'île de La Réunion. Un projet de réintroduction de l'espèce a été mis en œuvre dans le cadre du projet LIFE+ Forêt Sèche 2014-2020, après restauration de la forêt sèche réunionnaise, écosystème unique au monde. Cette translocation a fait l'objet de nombreuses actions préparatoires, selon les préconisations formulées par l'Union internationale pour la conservation de la nature.

Ce rapport porte exclusivement sur la mise en place d'un protocole visant à suivre la dynamique de la population (estimation de la survie des individus et de leur abondance) après l'opération de translocation, à l'initiative du Parc national de La Réunion. Ce document justifie les choix méthodologiques réalisés et propose un cadre pour le recueil, le stockage et l'analyse des données.

L'élaboration de ce protocole s'inscrit dans le cadre d'une coopération entre l'Agence Française pour la Biodiversité et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive. Cette coopération lancée en 2018 vise à mettre en place un appui méthodologique et statistique pour un transfert continu de compétences, de savoirs, de méthodes, vers les gestionnaires des parcs nationaux et des autres aires protégées.

AUTEURS

Thibaut COUTURIER (CEFE), Anouk PITEAU (Parc national de La Réunion), Marc SALAMOLARD (Parc national de La Réunion), Adrien JAILLOUX (AFB), Aurélien BESNARD (CEFE)

MOTS CLES

Océan Indien, La Réunion, île, gecko, lézard, translocation, *Phelsuma*, LIFE, réintroduction, forêt sèche, protocole, dynamique de population, démographie, survie, abondance, détection, génie écologique, parc national, espace naturel protégé.

Sommaire

Préambule	5
I) Introduction	7
1) Enjeux scientifiques et de conservation	7
2) Choix du modèle d'étude	8
3) Contexte historique	9
4) Prédications et objectifs mesurables	11
5) Déroulement de la coopération entre le PNRun, le CEFE et les autres acteurs impliqués	12
II) Choix méthodologiques	13
III) Stratégie d'échantillonnage	15
1) Échantillonnage spatial	15
2) Échantillonnage temporel	17
IV) Techniques de collecte de données sur le terrain	18
1) Matériel requis	18
2) Conditions de mise en œuvre	19
3) Déroulement de la prospection d'un secteur	19
V) Analyse des données	24
1) Photo-identification	24
2) Estimation des paramètres démographiques	24
VI) Résultats un an après relâcher	26
VII) Poursuite du protocole	29
1) Collecte des données	29
2) Stockage des données	31
Bibliographie	32
Annexe 1	37
Annexe 2	38

Préambule

Coopération AFB/CEFE

L'élaboration de ce protocole s'inscrit dans le cadre d'une coopération entre l'Agence Française pour la Biodiversité et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (convention Réf. CNRS 169022). Cette coopération lancée en 2018 vise à mettre en place un appui méthodologique et statistique pour un transfert continu de compétences, de savoirs, de méthodes, vers les gestionnaires des parcs nationaux et des autres aires protégées.

Pour plus d'informations, consulter [le portail technique de l'AFB \(lien vers la page dédiée\)](#).

Périmètre et transférabilité du protocole

Ce protocole de suivi démographique d'une population de geckos verts de Bourbon *Phelsuma borbonica* est à l'initiative du Parc national de La Réunion et a été formellement précisé dans la décision préfectorale n°2017-04 (de dérogation à une interdiction prévue à l'article L. 411-2 du code de l'environnement). Espèce indigène sur l'île de La Réunion, le genre *Phelsuma* dont elle fait partie est naturellement distribué uniquement dans l'Océan Indien (Austin et al., 2004). Le projet de réintroduction de l'espèce intervient dans le cadre du projet LIFE+ Forêt Sèche 2014-2020, après restauration de la forêt sèche réunionnaise, écosystème unique au monde. Les autres aires protégées en métropole et en Outre-mer ne sont donc pas directement concernées par cette espèce, ni par les habitats qu'elle occupe. Cependant, la méthodologie développée est transférable et peut s'appliquer aux situations suivantes :

- Des suivis de populations animales après translocation. Plusieurs paramètres permettent d'évaluer le succès de telles opérations : dynamique de la population, comportement, fonctions écologiques, structure génétique, état sanitaire ou encore contexte socio-culturel et économique (IUCN/SSC, 2013). Dans notre cas d'étude, le choix s'est uniquement porté, pour des contraintes financières, sur l'estimation de paramètres démographiques à savoir la survie des individus et l'abondance.
- Des estimations de paramètres démographiques (survie, abondance...) chez des espèces animales à détection imparfaite. Il s'agit notamment d'espèces ectothermes (reptiles), dont le taux d'activité dépend fortement des conditions météorologiques quotidiennes, voire saisonnières. La gestion de ces problèmes de détection passe, dans notre étude, par l'utilisation de méthodes de type Capture-Marquage-Recapture (Lebreton et al., 1992). Elles s'appliquent aux espèces dont la reconnaissance individuelle est possible, soit de manière naturelle (patterns de coloration, cicatrices...), soit artificielle (pose de marques).

Ce projet de translocation a fait l'objet de nombreuses actions préparatoires, selon les préconisations formulées par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (IUCN/SSC, 2013). Plusieurs rapports ont été produits, notamment une étude de faisabilité pour la translocation de l'espèce (Sanchez et al., 2016). Elles sont rappelées en introduction mais ne sont pas l'objet du protocole présenté ici, qui vise uniquement à suivre la dynamique de la population d'individus après leur translocation. Il reprend certaines propositions issues d'un travail réalisé par l'association Nature Océan Indien, à la demande de la cellule LIFE+ Forêt Sèche (Sanchez, 2016) (voir I)3 Contexte historique).

Avertissement

Ce document justifie les choix méthodologiques réalisés lors de la définition de cette étude et propose un cadre pour le recueil, le stockage et l'analyse des données. Il fixe également les moyens logistiques nécessaires à la mise en œuvre du protocole proposé. L'ensemble de ces informations garantissent la pérennité de l'étude sur le long terme. Le protocole proposé pourra évoluer dans le temps pour de multiples raisons : évolution des questions, de l'échelle de l'étude, des techniques, des moyens disponibles, développement de nouvelles méthodes d'analyse, etc. Il sera important de référencer dans ce document toute modification apportée dans le futur et de s'assurer d'un versioning clair des documents.

l) Introduction

1) Enjeux scientifiques et de conservation

Les pratiques de restauration écologique et la science de l'écologie de la restauration se sont développées rapidement au cours des dernières décennies (van Andel & Aronson, 2012). Les études menées ont pour cible principale les plantes, ne prenant que rarement en considération les animaux (Watson & Watson, 2015). Ce déséquilibre est expliqué par l'hypothèse implicite que les animaux reviendraient progressivement à mesure que la structure de l'habitat et la disponibilité des ressources augmentent (Palmer et al., 1997). Des tests empiriques de cette hypothèse ont montré que les espèces les plus mobiles sont davantage susceptibles de recoloniser les zones restaurées, mais que de nombreux animaux sont soit incapables, soit réticents, à se déplacer dans des zones intermédiaires moins hospitalières (Craig et al., 2012). La probabilité de recoloniser des zones restaurées dans des matrices d'écosystèmes hautement fragmentés pourrait ainsi être proche de zéro pour des espèces à faibles capacités de dispersion telles que les reptiles (Watson & Watson, 2015). Dans ces situations, une solution pour favoriser la restauration des écosystèmes consiste à déplacer des individus issus de zones à forte densité vers des secteurs où l'espèce est absente (Watson & Watson, 2015).

Les humains déplacent des animaux sauvages depuis des millénaires (Griffith et al., 1989; Seddon, 2010). Depuis la fin du 20^{ème} siècle, de plus en plus d'interventions sont menées à des fins de conservation (Griffith et al., 1989). Au départ, elles étaient conduites ponctuellement, souvent en dernier recours afin d'éviter l'extinction d'une espèce. Actuellement, elles concernent encore essentiellement des espèces rares ou en voie de disparition (Armstrong & Seddon, 2008). Le champ de la biologie de la réintroduction s'est étendu ces dernières décennies, jusqu'à devenir une discipline scientifique à part entière (Seddon et al., 2007). Certaines synthèses comparent les initiatives réussies et infructueuses disponibles dans la littérature scientifique (Fischer & Lindenmayer, 2000; Sheean et al., 2012). Chez les reptiles, le taux de réussite des opérations de translocation a doublé entre 1991 et 2007, passant de 19 à 41% (Germano & Bishop, 2009). Mais l'efficacité des opérations est souvent mal évaluée (Seddon, 1999), et les résultats pas toujours publiés, notamment en cas d'échec (Fischer & Lindenmayer, 2000). De ce fait, la pertinence de mener de telles opérations, ainsi que l'identification des conditions qui facilitent leur réussite sont souvent mal connues. Il est donc essentiel d'améliorer la rigueur scientifique dans la collecte de données pour évaluer le succès de telles opérations et de publier les résultats qui en découlent (Fischer & Lindenmayer, 2000; Sheean et al., 2012).

L'histoire des écosystèmes est une composante à prendre en considération pour orienter les projets de restauration écologique (Jackson & Hobbs, 2009). Depuis l'arrivée de l'Homme sur l'île de La Réunion, au cours du 17^{ème} siècle, plusieurs milliers d'espèces, notamment de plantes, ont été introduites (Macdonald et al., 1991; Strasberg et al., 2005). Un millier d'entre elles se sont naturalisées, dont certaines sont devenues envahissantes et menacent certains écosystèmes

réunionnais (Strasberg et al., 2005). La forêt sèche de La Réunion, écosystème unique au monde, n'est désormais présente que sur moins d'1% de sa surface d'origine, soit quelques centaines d'hectares répartis en une multitude d'îlots plus ou moins isolés (Strasberg et al., 2005). Cet écosystème fait l'objet d'un projet LIFE+, intitulé Forêt Sèche 2014-2020, qui vise à le restaurer par des actions multiples, majoritairement tournées vers la restauration des communautés végétales : lutte contre les espèces envahissantes, replantations d'espèces indigènes et endémiques, récolte de semences, mise en place d'arboretums, développement d'un réseau de production pérenne, etc. Un des objectifs du projet LIFE+ Forêt Sèche consiste à restaurer les fonctionnalités écologiques de l'écosystème forêts sèches. Le maintien de cet écosystème sans autre intervention humaine implique alors un renforcement des interactions entre les plantes et animaux indigènes potentiellement pollinisateurs (Kaiser-Bunbury et al., 2010). Le projet propose ainsi la réintroduction (IUCN 1987; Armstrong et Seddon 2008) du gecko vert de Bourbon *Phelsuma borbonica* dans son milieu d'origine. Indigène de l'île de La Réunion, il constitue un pollinisateur probable des arbres de la forêt sèche dont il apprécie le nectar et les fruits (Deso et al., 2008; Sanchez & Probst, 2017a). Les capacités de dispersion de cette espèce ne sont pas connues. Les seules distances de déplacement maximales enregistrées n'excèdent pas 30 mètres (Bonanno, 2016), mais elles pourraient être au moins du double dans des habitats favorables. Les domaines vitaux d'une espèce proche, *Phelsuma guimbeui*, atteignent 77 ± 14 m² pour les mâles contre $26 \pm 5,5$ m² pour les femelles (Buckland et al., 2014b). Ceci limite donc les possibilités de recolonisation naturelle des zones restaurées, parfois distantes de plusieurs kilomètres des foyers de population de l'espèce. Dans le cadre du projet LIFE+ Forêt Sèche, 50 individus ont été prélevés en avril 2018 dans cinq foyers (distances entre eux comprise entre 128m et 1km) d'une population-source située sur la Plaine d'Affouches. Ils ont ensuite été transloqués à 1,0 km (distance du foyer le plus proche) sur le site de Cap Francis (figure 3, page 13), où des opérations de restauration de la végétation avaient été menées en amont (Sanchez, 2018). La fonction pollinisatrice de *Phelsuma borbonica* pourrait ainsi renforcer la résilience de l'écosystème restauré et lui permettre de perdurer dans le temps (Piteau, 2016). Un suivi rigoureux de la dynamique de cette population transloquée apparaît alors indispensable pour évaluer le succès de cette opération.

2) Choix du modèle d'étude

L'un des objectifs prioritaires du programme LIFE+ Forêt Sèche est de restaurer les interactions de pollinisation et de dispersion des graines actuellement disparues. Dans l'archipel des Mascareignes (île Maurice, La Réunion et Rodrigues), il est reconnu que les geckos du genre *Phelsuma* visitent les fleurs d'au moins 27 familles d'espèces nectarifères (Bègue et al., 2014; Deso et al., 2008; Hansen et al., 2006; Le Péchon et al., 2013; Nyhagen et al., 2001) et pourraient ainsi contribuer à la pollinisation de certaines plantes. Les fleurs d'au moins 18 espèces végétales indigènes réparties dans neuf familles sont visitées de manière certaine par *P. borbonica* à La Réunion (Bègue et al., 2014; Deso et al., 2008; Le Péchon et al., 2013).

Le gecko vert de Bourbon est par ailleurs une espèce *indigène* ce qui lui confère des enjeux forts en termes de conservation. Il est actuellement classé « en danger » d'extinction sur la liste rouge française de l'UICN (UICN Comité français et al., 2013) et protégé par un arrêté ministériel. Bien que *P. borbonica* puisse occuper des habitats naturels perturbés et des environnements semi-urbanisés (Augros et al., 2017), les menaces qui pèsent sur cette espèce sont fortes, avec, en premier lieu, la disparition, la dégradation et la fragmentation de ses habitats naturels (Sanchez, 2012). A cela s'ajoutent l'impact de la prédation, notamment par les rongeurs introduits (rats, musaraignes), les oiseaux (ex : *Pycnonotus jocosus*, *Acridotheres tristis*) et la couleuvre loup (*Lycodon aulicus*), la compétition avec des espèces introduites telles que *Phelsuma grandis* et *Phelsuma laticauda*, les problèmes sanitaires dus à l'introduction de reptiles exotiques ou encore les prélèvements illégaux sur les populations (Sanchez, 2012).

3) Contexte historique

Entre 2009 et 2014 le projet LIFE + COREXERUN « COnservation, Restauration et reconstitution Ecologique des habitats semi-XÉrophiles du massif de la montagne sur l'île de La RéUNion » a été mis en œuvre par le Parc national de La Réunion (PNRun) et le Conservatoire du littoral. Les fonds LIFE soutenus par la Commission européenne ainsi que les co-financements de l'État (DEAL), du Conseil régional et du Conseil général de La Réunion ont été apportés au projet COREXERUN dans le but d'améliorer l'état de conservation de l'habitat naturel le plus menacé de l'île, la forêt sèche réunionnaise. Des actions de luttés manuelles, mécaniques et chimiques contre les plantes invasives combinées à la plantation *in-situ* d'espèces végétales indigènes ont été menées pendant cinq années consécutives. Elles ont permis la restauration et la reconstitution de plusieurs fragments de forêt sèche. Dans la continuité du projet COREXERUN, un second projet LIFE+, intitulé Forêt Sèche, a été établi sur la période 2014-2020, porté par le Parc national de La Réunion. Une partie de ce projet porte sur le rétablissement des interactions faune/flore dans les parcelles restaurées lors du premier projet sur la forêt sèche de la Grande Chaloupe, incluant notamment la réintroduction du gecko vert de Bourbon *Phelsuma borbonica* dans son milieu d'origine. Deux pontes sub-fossiles appartenant probablement à cette espèce ont été retrouvées dans la ravine de la Grande Chaloupe (Bonanno, 2016). En mars 2018, une ponte supplémentaire a été trouvée sur le site du Cap Francis, pressenti pour accueillir les individus de *P. borbonica*. Des observations anciennes (période 1996-2006) sont également disponibles en aval du site (Sanchez et al., 2016).

Le site de prélèvement (population-source) devait être inclus dans l'emprise du projet Life+. Seule la population de la Plaine d'Affouches répondait à ce critère et a été ciblée dès le commencement du projet (Thueux & Truong, 2013). Deux études de Master ont été préalablement conduites : l'une sur la taille et la structure de la population (Bonanno, 2016), l'autre sur l'utilisation de l'habitat par cette espèce, et la similarité entre la population-source et les sites receveurs potentiels (Piteau, 2016). Les effectifs en *P. borbonica* sur quatre secteurs de la Plaine d'Affouches ont été estimés

entre 335 et 1274 individus (intervalle de confiance à 95%) par Capture-Marquage-Recapture (Bonanno, 2016). Par extrapolation des densités et en connaissance des limites de répartition sur zone, le nombre d'individus sur le secteur de prélèvement a été estimé être supérieur à un millier d'individus. Cet effectif est jugé suffisant pour le prélèvement de 50 individus, soit 5% d'individus prélevés, sans mettre en danger la population. L'étude de l'utilisation de l'habitat a permis de retenir le site le plus adéquat parmi deux sites pressentis pour la réintroduction (Piteau, 2016). En se basant sur des critères de hauteur, diamètre, nombre de cavités et essences, le site du Cap Francis présentait une forte similarité (74%) des espèces ligneuses avec le site de la Plaine d'Affouches (Piteau, 2016).

L'étude de faisabilité intégrant ces deux études (Sanchez et al., 2016) a été présentée devant un ensemble d'experts réunis en atelier de travail en octobre 2016. Les conclusions de cet atelier ont confirmé la faisabilité de cette réintroduction. En février 2017, deux demandes ont été formulées par le projet LIFE+ Forêt Sèche : une pour la manipulation de l'espèce à l'attention du Conseil National de la Protection de la Nature (CNPN) et l'autre pour le transport de l'espèce transmise au Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN). Elles ont été validées en juillet 2017, autorisant ainsi la translocation de 50 individus sur le site du Cap Francis. 10 agents du Parc national de La Réunion ont été formés à la capture dont 3 à la manipulation de *P. borbonica* par l'association Nature Océan Indien. La capture des individus sur la population-source s'est faite à partir de refuges artificiels (tubes en plastique noir, cf. figure 1) installés six mois avant l'opération, et préalablement testés lors de plusieurs études (Sanchez & Gérard, 2017; Sanchez & Vingadachetty, 2016).



Figure 1 : Visite d'un refuge artificiel par *P. borbonica* quelques heures après son installation en novembre 2017 (© Pascal Truong).

La translocation s'est déroulée du 16 au 26 avril 2018. Quarante-deux individus ont été transloqués la semaine du 16 avril. Un cyclone est passé sur l'île entre le 23 et le 25 avril ce qui a reporté la translocation des 8 individus restants au 26 avril 2018.

4) Prédications et objectifs mesurables

Cette étude a pour objectif prioritaire d'estimer la « survie apparente » des individus de *P. borbonica* transloqués (voir paragraphe III pour plus de détails sur les choix méthodologiques). La notion de « survie apparente » englobe à la fois les individus morts et ceux que l'on ne revoit jamais même s'ils sont encore vivants, en raison par exemple d'une émigration définitive de la zone d'étude (Gilroy et al., 2012). A ce jour, aucune estimation de survie des individus n'est disponible pour cette espèce (Sanchez, 2012). Une étude démographique récente par CMR conduite sur une population de Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) estime des probabilités de survie de 0,60 [IC95% 0,52 – 0,66] chez les femelles et de 0,74 [IC95% 0,68 – 0,79] chez les mâles (Sanchez & Choeur, 2019). Chez les reptiles, les quelques études qui estiment la survie d'individus après translocation concernent essentiellement les tortues terrestres (e.g. Tuberville et al. 2008; Lepeigneul et al. 2014; Bertolero et al. 2007; Nussear et al. 2012; Pille et al. 2018), très peu ont été publiées chez les lézards (voir néanmoins (Bell & Herbert, 2017; Van Winkel, 2008) chez *Hoplodactylus duvaucelii*, gecko endémique de Nouvelle-Zélande. Une étude récente modélise les phénomènes de dispersion et de variations d'abondance chez une espèce de lézard après translocation mais ne fournit pas d'estimations de paramètres démographiques (Angeli et al., 2018).

On peut émettre l'hypothèse que la survie immédiate des individus après translocation (coût de la relâche) est inférieure à celle estimée dans les mois qui suivent, compte-tenu de l'amélioration de la connaissance des individus avec leur nouvel environnement (Armstrong & Seddon, 2008). Cette hypothèse est bien vérifiée chez certains reptiles (Bertolero et al., 2018), mais aussi dans d'autres groupes tels que les oiseaux (e.g. Sarrazin & Legendre, 2000; Tavecchia et al., 2009) ou les mammifères (e.g. Calvete et Estrada, 2004). On peut également s'attendre à des mouvements importants des individus immédiatement après translocation compte-tenu du fait que les individus sont relâchés immédiatement après translocation (type d'opération nommée « hard release »), sans période d'acclimatation au site receveur (« soft release ») (Attum et al., 2011; Scott, 2016). Une expérience de translocation menée sur l'île Maurice a montré que la majorité des geckos (de *Phelsuma guentheri*) sont restés dans leur zone de relâche, mais quelques individus se sont déplacés, jusqu'à plus de 350 m de leur zone de relâche (rapporté dans Sanchez et al., 2016). En termes d'abondance, on peut donc émettre l'hypothèse que la population transloquée montrera une baisse immédiate des effectifs après translocation, en raison d'une mortalité accrue des individus adultes transloqués, de leur dispersion et de l'absence de recrutement. La reproduction des individus ayant survécu sur le site, révélée par la présence d'œufs ou de juvéniles, devrait intervenir dans les mois qui suivent l'opération de translocation. La population devrait alors

augmenter, jusqu'à atteindre des densités comparables à d'autres populations présentes sur l'île. D'autres phénomènes d'émigration définitive pourraient intervenir avec l'accroissement de la population à moyen-long terme, notamment chez la fraction juvénile. Selon ces différentes hypothèses émises, quatre objectifs ont été fixés :

- 1) Estimer la survie apparente des individus transloqués et ultérieurement de ceux nés localement ;
- 2) Estimer la taille de la population nouvellement constituée ;
- 3) Rechercher des indices attestant la reproduction des individus transloqués ;
- 4) Contrôler l'emprise de présence de la population.

5) Déroulement de la coopération entre le PNRun, le CEFE et les autres acteurs impliqués

Au lancement de la coopération en février 2018, le PNRun a fourni plusieurs publications et rapports, dont un rédigé par Nature Océan Indien, association herpétologique locale et qui propose plusieurs protocoles pour le suivi de la population transloquée (Sanchez, 2016). Cependant, le temps (homme/jour) alloué aux agents du PNRun pour cette action est largement inférieur à celui préconisé dans le rapport. Par ailleurs, certaines propositions impliquaient la manipulation des individus, potentiellement sujettes à un fort effet observateur (mesures morphométriques). La capture systématique des individus pouvait par ailleurs poser certaines questions éthiques. Enfin, les bénéfices retirés par de telles manipulations en termes de caractérisation de la viabilité de la population paraissent *a priori* assez limités. Plusieurs échanges mail et téléphoniques avec le PNRun ont alors permis de limiter le nombre d'objectifs pour les mettre en adéquation avec le temps-agent alloué au projet, puis de réfléchir à différentes stratégies pour optimiser le temps-humain disponible, sur la base des recommandations fournies dans le rapport de Sanchez (2016). Les questions posées et la stratégie de collecte de données associée ont été affinées lors d'une réunion le 13 avril 2018 entre Anouk Piteau (chargée du suivi écologique du projet LIFE+ Forêt Sèche), Marc Salamolard (chargé de mission Faune du PNRun), Benoît Lequette (responsable du service Etudes et Patrimoine du PNRun), Aurélien Besnard (maître de conférences au CEFE) et Thibaut Couturier (ingénieur CEFE recruté dans le cadre de cette coopération, par Skype).

L'opération de translocation s'est déroulée le 16 et le 27 avril 2018. Sur la base des propositions formulées le 13 avril, un premier protocole de collecte de données sur le terrain a été testé le 30 avril et le 14 mai par Anouk Piteau et Marc Salamolard. Quelques ajustements ont été proposés à l'issue de ces premiers tests. Le protocole a été consolidé lors des passages suivants, avant rédaction d'une version validée en juillet 2018. Ce protocole a été répété à l'identique jusqu'en septembre 2018, avant de réaliser un bilan des données collectées et des retours d'expérience du terrain à l'issue de cette première campagne de terrain et d'envisager d'éventuelles évolutions.

Thibaut Couturier s'est rendu sur le site du PNRun du 15 au 18 octobre 2018. Plusieurs réunions et échanges ont eu lieu au siège de la cellule LIFE+ Forêt Sèche. Elles ont notamment permis d'analyser les données collectées entre avril et septembre 2018. Deux sorties sur le terrain ont aussi été organisées : une première visite de site avec Anouk Piteau puis une participation effective à la collecte des données avec deux agents des secteurs (Caroline Robert et Clémence Hollinger) et le coordinateur du projet LIFE+ Forêt Sèche (Pascal Truong). A l'issue de cette sortie, une réunion a été organisée en présence des deux agents, d'Anouk Piteau et de Marc Salamolard pour discuter des points de difficulté rencontrés sur le terrain et faire émerger des solutions pour les résoudre. Un échange téléphonique entre Mickaël Sanchez (expert indépendant) et Thibaut Couturier a permis de proposer quelques pistes pour améliorer la détection des individus. Des ajustements du protocole ont ainsi été proposés à l'issue de ce bilan dressé en octobre. Sur la base de ces changements, une nouvelle session de collecte de données a eu lieu en novembre 2018 puis reconduite à l'identique en avril 2019. L'analyse des données a été effectuée par Anouk Piteau, avec l'appui de Thibaut Couturier et d'Aurélien Besnard. Tout au long de ces différentes étapes, des échanges réguliers par mail et téléphone ont eu lieu entre Anouk Piteau et Thibaut Couturier, avec plusieurs interventions d'Aurélien Besnard et de Marc Salamolard.

La rédaction de ce présent rapport a démarré en janvier 2019 et s'est achevée le 16 juillet 2019. Elle a ensuite été soumise à la critique de deux « reviewers » : Mickaël Sanchez (expert herpétologue indépendant) et Nicolas Zuel (responsable de la conservation de L'Ebony Forest Reserve sur L'île Maurice).

II) Choix méthodologiques

Comme bon nombre de reptiles, le Gecko vert de Bourbon est une espèce dont la détection est imparfaite : une certaine proportion des individus échappe à l'œil humain car inactive ou camouflée. Une estimation de la probabilité de détection individuelle a été fournie chez trois espèces de *Phelsuma* endémiques de l'île Maurice, selon des modèles hiérarchiques (Royle & Dorazio, 2006) obtenus à partir de comptages répétés. Les estimations fournies par les auteurs varient entre 0,37 et 0,53 par comptage de 15 minutes (à raison de 6 répétitions par jour sur 21 sites) selon les habitats considérés (Buckland et al., 2014a). Une autre étude en capture-recapture en conditions de semi-captivité a estimé une probabilité de détection bien plus faible chez *Phelsuma madagascariensis grandis*, de l'ordre de 5% par session de deux heures répétées 30 fois (Wanger et al., 2009). Enfin, Sanchez & Choeur (2019) estiment de fortes variations de probabilités de capture (comprises entre 24% à 58%) entre différentes sessions de suivi effectuées sur deux populations de *Phelsuma inexpectata*. On peut émettre l'hypothèse qu'elle est également variable et relativement faible chez *Phelsuma borbonica*, compte-tenu de sa coloration cryptique et de ses mœurs arboricoles.

Les dessins dorsaux et céphaliques sont très variables entre individus de Gecko vert de Bourbon (figure 2) et deviennent quasiment stables chez les adultes (>12 cm de longueur, queue comprise),

ce qui garantit une reconnaissance individuelle une fois cette classe d'âge atteinte (Sanchez, 2012). Cette stabilité permet l'utilisation de méthodes dites de Capture-Marquage-Recapture (CMR par la suite) par photo-identification, sans avoir recours à la manipulation d'individus. Cette technique a été éprouvée chez d'autres espèces du genre *Phelsuma* (Buckland et al., 2014b; Wanger et al., 2009). Plusieurs paramètres démographiques peuvent être estimés par CMR : abondance, probabilité de survie et recrutement notamment. L'estimation de ces différents paramètres permet par la suite de modéliser la dynamique de la population à l'aide de modèles matriciels par exemple et ainsi d'évaluer la viabilité de la population (Bessinger & McCullough, 2002; Caswell, 2001). Elles fournissent par ailleurs des informations pertinentes sur les déplacements des individus et les phénomènes de dispersion.



Figure 2 : Motifs dorsaux chez un individu adulte de *Phelsuma borbonica* permettant sa photo-identification (© Stéphane Michel (gauche et centre), © Caroline Robert (droite))

Outre les observations visuelles directes, des indices de présence de l'espèce peuvent être révélés par la présence d'œufs dans certaines anfractuosités (Sanchez, 2012), par la mise en place de pièges à trace ou encore de caméras-photos. De telles données de présence-absence obtenues sur un ensemble d'unités d'échantillonnages spatiales (= « sites ») après plusieurs passages permettent de modéliser les processus de colonisation-extinction de l'espèce selon des méthodes de *site-occupancy* dynamique (MacKenzie et al., 2003). Ces méthodes peuvent se révéler particulièrement adaptées pour étudier les phénomènes d'extension spatiale d'une population ou d'une espèce après réintroduction (Chandler et al., 2015).

L'étude des processus de dispersion pourrait également être appréhendée à l'aide de modèles de type *N-mixture* (Royle, 2004) ou de modèles hiérarchiques (Royle & Dorazio, 2006) qui permettent d'estimer l'abondance corrigée par la détection à partir de comptages répétés sur un ensemble de sites. Une telle approche a été utilisée pour comparer les estimations d'abondance d'espèces de geckos *Phelsuma spp* en présence ou non d'une autre espèce envahissante introduite, *Phelsuma grandis* (Buckland et al., 2014a). Plus récemment, des auteurs ont développé une démarche de

modélisation par *N-mixture* intégrant des covariables multiples afin de comprendre la dynamique de dispersion d'une population de lézards ré-introduite (Angeli et al., 2018).

La mise en place d'un protocole visant à estimer les paramètres démographiques (probabilité de survie, abondance) de la nouvelle population apparaît comme un objectif prioritaire. La possibilité d'utiliser les méthodes de CMR grâce à la photo-identification (technique non-invasive) renforce cet intérêt. La faible étendue du site (0,85 ha) impliquerait de mettre en place des unités d'échantillonnage de superficie très réduite pour avoir un nombre conséquent (plusieurs dizaines) d'unités pour des études en *site-occupancy* ou comptages *N-mixture*. Ces unités ne seraient pas hermétiques aux entrées et sorties d'individus qui est une condition d'application de ces méthodes. Elles ne seraient par ailleurs pas non plus indépendantes et nécessiteraient donc le développement de modèles spécifiques. Par ailleurs, le relief très escarpé autour du site d'étude limite les possibilités de standardiser l'effort de prospection au-delà du site d'étude dans l'éventualité de mesurer des phénomènes d'expansion de la population.

III) Stratégie d'échantillonnage

1) Échantillonnage spatial

Description du site d'étude

Le Cap Francis (20°56'53.7"S 55°24'02.8"E) est localisé au Nord-Ouest de l'île de La Réunion à une altitude de 650 mètres (figure 3). Le site est délimité par des falaises abruptes (figure 4) non accessibles aux observateurs. La partie prospectée, d'une superficie de 0,85ha est assez, voire fortement, pentue (pente moyenne de 62 %), ce qui peut contraindre le déplacement des observateurs. Il est majoritairement composé d'une relique de forêt sèche bien conservée, comprenant 24 espèces de ligneux indigènes et trois espèces exotiques (Piteau, 2016) et d'un couvert herbacé dense de fougères et d'orchidées indigènes. Le site du Cap Francis a bénéficié d'une restauration écologique grâce au soutien du projet LIFE+ COREXERUN (2009-2014). 450 plants de 15 espèces indigènes ont été réintroduits entre 2012 et 2014. Par ailleurs, le Conservatoire du Littoral mène des travaux de lutte contre les espèces exotiques envahissantes sur ce site. Les déplacements des observateurs sur ce site nécessitent donc une certaine prudence en raison des risques de piétinement d'espèces végétales indigènes et de transport involontaire de graines d'espèces exotiques envahissantes. Autour du Cap Francis, les habitats n'ont pas été restaurés et peuvent être qualifiés de « dégradés » en raison de leur envahissement par les espèces exotiques et de la faible diversité spécifique. Certains milieux dégradés peuvent toutefois accueillir l'espèce (Augros et al., 2017). Bien que moins favorables pour *P. borbonica*, ceux bordant le site pourraient ainsi potentiellement accueillir des individus ayant émigré du site d'étude. Les conditions météorologiques sont généralement sèches en matinée. A cette altitude, le risque de précipitation augmente fortement l'après-midi.



Figure 3 : Localisation du site du Cap Francis (site receveur) et de la Plaine d'Affouches (population source).
Source : Parc national de La Réunion



Figure 4 : Visualisation du site d'étude (au centre de la photo) (© Stéphane Michel)

Sectorisation du site

Le site d'étude a été divisé en 9 secteurs de prospection afin de limiter l'hétérogénéité spatiale dans l'effort de prospection (figure 5). Chaque secteur a été défini selon la topographie, la densité d'arbres et la difficulté de progression. Leur superficie est comprise entre 750 et 1200m². Les secteurs n° 1, 2, 5 et 8 offrent une bonne visibilité en raison des milieux ouverts et d'un enrochement important. Les secteurs n° 3, 4, 6, 7 et 9 ont une visibilité moindre en raison d'une plus forte densité d'arbres.

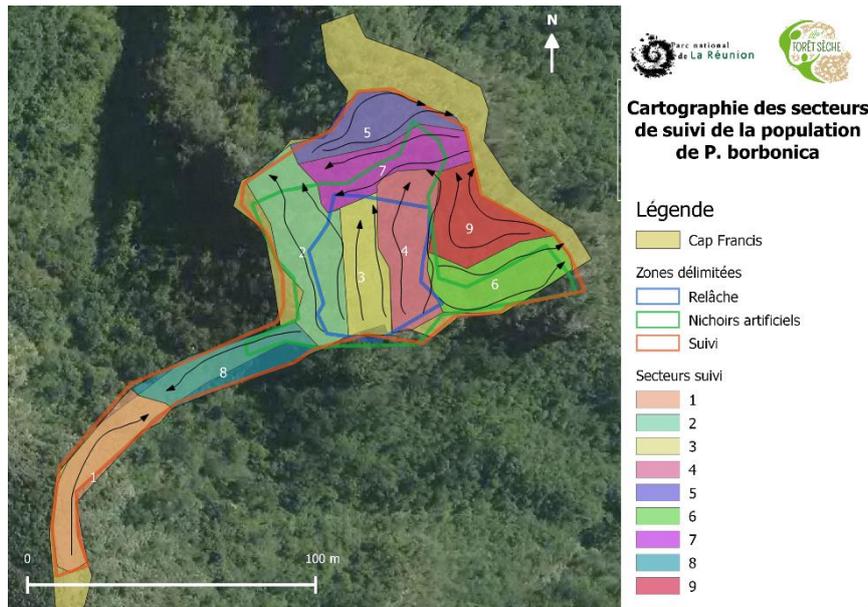


Figure 5 : Représentation des différents secteurs définis sur le site d'étude, et sens du parcours proposé pour les observateurs. Source : Parc national de La Réunion

2) Echantillonnage temporel

A chaque passage (répartis sur deux demi-journées, consécutives si possibles), l'ensemble des secteurs sont prospectés selon les techniques définies en partie V. Deux « designs » sont proposés pour les méthodes de Capture-Marquage-Recapture (techniques A à D, partie V) (figure 6) :

- Lors des 6 premiers mois, la population est considérée ouverte entre les différents passages, espacés de 15 jours environ. Ceci permet d'utiliser des modèles Cormack-Jolly-Seber (Lebreton et al., 1992) afin d'estimer la probabilité de survie apparente locale entre sessions et la probabilité de détection des individus. Nous distinguons la probabilité de survie sur le premier intervalle de temps S_1 , définie comme la « probabilité de survie immédiate après translocation » (Bertolero, Oro, et Besnard 2007) des probabilités de survie ultérieures obtenues lors des 6 premiers mois. Ce dispositif permet d'accéder rapidement à des estimations de probabilités de survie locale pour évaluer le succès de la translocation sur un très court terme.
- Après 6 mois, nous proposons d'utiliser des modèles en Robust-Design (Kendall et al., 1995). Ces modèles se basent sur des données collectées au cours de deux types de sessions emboîtées. Les sessions dites 'secondaires' (ici, quatre passages) pour lesquelles les occasions de capture sont suffisamment proches dans le temps (8 jours maximum dans notre cas entre le premier et le dernier passage) pour admettre que la population est fermée (i.e. pas de mortalité, de natalité ni d'émigration ou d'immigration) ; et des sessions « primaires » (tous les six mois environ dans notre cas) entre lesquelles la population est considérée ouverte, ce qui permet d'estimer la probabilité de survie apparente locale. Ce deuxième type de dispositif est choisi de manière à assurer un suivi relativement fin de la dynamique de la population après la période que l'on peut considérer comme la plus délicate pour la translocation.

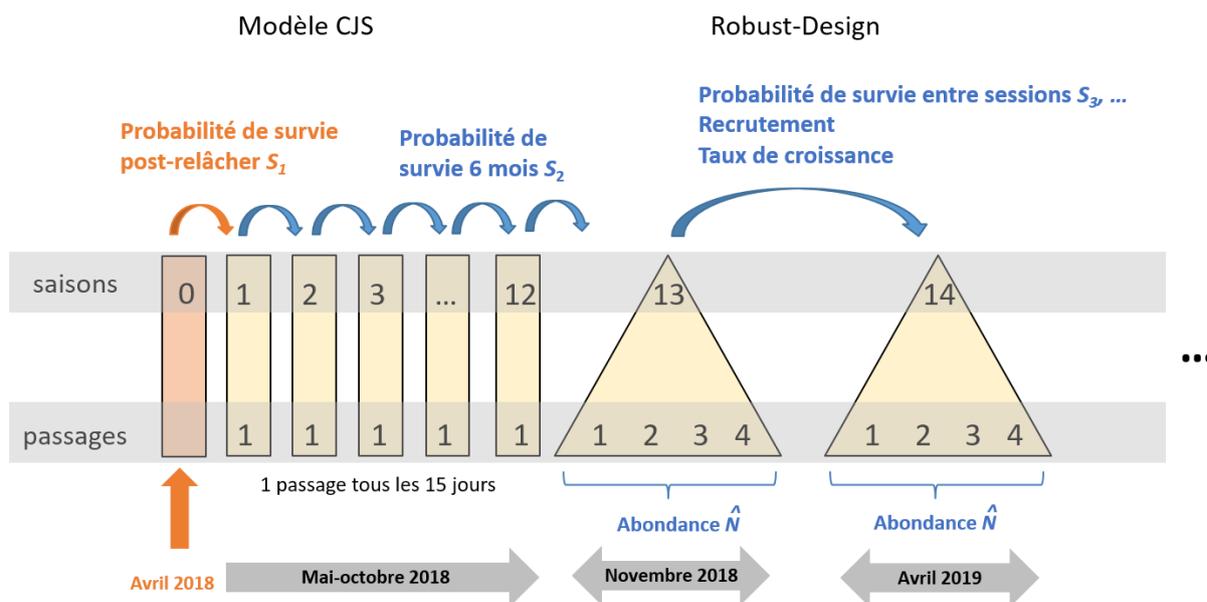


Figure 6 : Stratégie d'échantillonnage temporel retenue pour estimer les différents paramètres démographiques de la population de *Phelsuma borbonica* transloquée. Source : CEFE.

IV) Techniques de collecte de données sur le terrain

1) Matériel requis

Les 50 geckos issus du site donneur de la Plaine d'Affouches ont été transportés dans des tubes en plastique noir, sécurisés dans des sacs de capture fermés. Ces tubes ont été fixés à hauteur d'homme sur des arbres présents au sein d'une « zone de relâche » (figure 5). Les arbres les plus attractifs pour les geckos ont été sélectionnés à dire d'expert (M. Sanchez, association Nature Océan Indien) selon leur hauteur, leur circonférence (diamètre à hauteur de poitrine - DBH) et leur essence. Un second tube transparent était fixé à côté de ces tubes de relâche. Il permet d'observer un individu et de le photographier sans perturbation. 53 tubes de suivi supplémentaires (majoritairement transparents) ont été disposés en périphérie de la zone de relâche (« zone de suivi », cf. figure 5) afin de détecter une éventuelle expansion de l'aire occupée par les individus au sein de la zone d'étude après la translocation. Chacun des 153 tubes ainsi déployé est géoréférencé et l'essence de l'arbre auquel il est attaché est renseignée. En raison de la présence de *Disperis tripetaloides* sur le secteur 9, orchidée géophyte invisible hors période de floraison, aucun tube n'a été installé sur ce secteur pour éviter tout piétinement dommageable à cette espèce évaluée comme vulnérable (UICN France et al. 2013). Sur les secteurs 1 et 5, aucun tube n'a pu être accroché en raison de l'absence de support de fixation (peu de végétation, enrochement important). Néanmoins, ce substrat rocheux offre de nombreux refuges potentiels aux individus qui auraient dispersé depuis la zone de relâche.

2) Conditions de mise en œuvre

Les prospections sont réalisées uniquement le matin en raison de la meilleure détectabilité des geckos par temps sec et des risques élevés de pluie l'après-midi. En cas de pluie survenant en cours de prospection, celle-ci est interrompue. Si elle se maintient après 45 minutes écoulées, la prospection est annulée et le passage est reporté à une date ultérieure.

3) Déroulement de la prospection d'un secteur

Elle est effectuée par un binôme de deux agents. Certaines des tâches sont effectuées par la chargée de suivi des travaux écologiques, recrutée dans le cadre du projet Life+ Forêt Sèche. La prospection se déroule selon 5 étapes, avec certaines variantes selon les différents secteurs.

a) Recherche visuelle d'individus

Sur les secteurs 2, 3, 4, 5, 6, 7 et 9, deux observateurs réalisent un parcours en simultané (tableau 1). Sur les secteurs 1 et 8, pendant qu'un agent parcourt à pied le secteur, l'autre agent reste statique sur un point d'observation surélevé offrant une bonne visibilité (figure 2, tableau 1). Depuis ce point fixe, il scrute à l'œil nu et aux jumelles (Kite Petrel) le haut de la canopée (feuillage essentiellement), les parties hautes des troncs non visibles depuis le sol (secteur 8) ou les parois rocheuses avoisinantes (secteur 1).

Un point de départ et un point d'arrivée sont proposés (figure 5) pour faciliter la progression du (des) l'observateur(s) et maximiser la visibilité selon la topographie et l'exposition au soleil. Le temps de prospection est fixé à 20 ou 30 minutes selon la superficie et la densité d'arbres présents sur chaque secteur (Tableau 1). Une fois le chronomètre lancé, le(s) agent(s) se déplacent lentement sur le secteur et inspecte(nt) l'ensemble des supports visibles : roches, troncs, branches, feuilles. Des arrêts fréquents sont réalisés afin de scruter aux jumelles certains supports particulièrement attractifs, notamment les arbres aux ramifications nombreuses (Grand natte *Mimusops balata* par exemple). Au cours de cette phase de recherche visuelle d'individus en activité (temps de pause éventuelle décompté), les tubes ne doivent pas être inspectés.

Lorsqu'un gecko est détecté, l'agent :

1) arrête son chronomètre ;

2) prend des photos de l'individu (Panasonic Lumix DC-FZ82 ou tout autre modèle avec résolution et zoom suffisants). Les photos doivent être prises en haute résolution et être bien nettes. Les motifs dorsaux et frontaux de l'individu doivent être visibles pour permettre l'identification de l'individu.

Si l'individu détecté est trop éloigné pour qu'un cliché net et suffisamment zoomé soit réalisé, l'agent dépose de la confiture sur le support où se trouve le gecko puis se poste à distance raisonnable (environ 4m). Il attend jusqu'à 20 minutes un rapprochement éventuel de l'individu attiré par l'odeur de la confiture. Après 20 minutes, si l'individu ne s'est pas approché ou a disparu, l'agent se retire et reporte la mention « pas de photo » en remarque sur la fiche de relevé.

3) prend le point GPS de l'observation (emplacement initial de l'individu, photo-identifié ou non) ;

4) reporte les observations (même si l'individu n'est pas photographié) sur la fiche de relevé (annexe 1) une fois les photos obtenues.

Tableau 1 : Durée de prospection par secteur et mode de prospection

Secteur	Durée (mins)	Mode de prospection
1	20	1 agent en mouvement + 1 agent statique
2	30	2 agents en mouvement
3	30	2 agents en mouvement
4	30	2 agents en mouvement
5	20	2 agents en mouvement
6	30	2 agents en mouvement
7	20	2 agents en mouvement
8	20	1 agent en mouvement + 1 agent statique
9	20	2 agents en mouvement

b) Contrôle des tubes (individus + présence d'œufs)

Une fois le temps dédié à la recherche visuelle écoulé, un des deux agents contrôle les tubes individualisés (numéro) installés sur le secteur (annexe 2). A partir de la session de novembre 2018, ce contrôle des tubes était réalisé une fois par session par Anouk Piteau, chargée du suivi des travaux écologiques. A partir de la session d'avril 2019, quatre passages étaient réalisés pendant la session primaire (8 jours) par la chargée du suivi des travaux écologiques afin d'obtenir des informations éventuelles sur la probabilité de détection des individus occupant les tubes.

Pour contrôler un tube, l'observateur se penche au-dessus ou au-dessous et regarde si un individu est présent ou non à l'intérieur. Il peut avoir recours à un petit miroir pour faciliter ce contrôle.

- Si aucun gecko n'est détecté, l'observateur passe au tube suivant.
- Si un gecko est observé dans un tube transparent, l'observateur bloque les entrées des tubes avec du coton et une photo de l'individu est prise à travers le tube. Une fois la photo prise, l'agent retire le coton.
- Si un gecko est présent dans un tube en plastique noir non transparent, l'observateur note la présence d'un individu mais ne le force pas à sortir. Il dépose de la confiture au-dessus du tube pour l'attirer à l'extérieur et le photographier. L'observateur attend que le gecko sorte du tube. Si

au bout de 20 minutes le gecko ne sort pas alors l'agent passe au tube suivant et note que le tube est occupé.

- Si un gecko est détecté à proximité immédiate ou sur un tube, l'observateur prend une photo de l'individu et reporte l'observation avec le tube correspondant.

Lors des vérifications des tubes, l'agent contrôle également la présence ou l'absence d'œufs. En cas de présence, ils sont comptés, en indiquant le nombre d'œufs éclos.

c) Appâtage à la confiture

Pendant qu'un agent effectue la vérification des tubes, l'autre agent recherche un emplacement offrant un large champ de vision sur le secteur. Il y dépose de la confiture (de mangue ou d'un autre fruit) sur cinq supports différents (arbres, rochers...) et s'assoit à distance de 4 mètres de manière à obtenir un angle de vue sur les cinq points d'appâtage. L'agent déclenche un chronomètre et reste immobile pendant 15 minutes au cours desquelles il observe les cinq points appâtés.

- si un gecko est détecté : le point GPS, plusieurs photos de l'individu et le temps écoulé depuis la pose de la confiture sont relevés.

- si aucun gecko n'est détecté après 15 minutes : l'agent retire la confiture à l'aide d'un mouchoir ou d'un peu d'eau afin d'éviter d'attirer les prédateurs potentiels (rats, fourmis). Alternativement, il peut enfouir la confiture sous terre.

Cette opération est renouvelée deux fois par secteur et par passage (soit 10 points de confiture). A chaque passage, le lieu de pose de la confiture doit changer afin de ne pas fidéliser les individus et couvrir une plus grande étendue du site d'étude. Chacun des six agents doit ainsi déposer de la confiture à un endroit différent à chaque passage.

Cette opération a eu lieu sur l'ensemble des secteurs à chaque passage de mai à octobre 2018. A partir de la session de novembre, elle était uniquement menée sur les secteurs 1, 3, 5 et 8, où les recherches dans la canopée (phase D) ne sont pas réalisées en raison de l'impossibilité de grimper aux arbres (arbres droits avec ramifications inaccessibles, troncs lisses et glissants, bois cassant).

d) Recherches dans la canopée

Cette opération, inspirée de (Imlay et al., 2012), a été initiée à compter de la session de novembre 2018. Elle intervient sur les secteurs 2, 4, 6, 7 et 9, où la densité d'arbres est forte. Après la recherche visuelle de geckos (phase A), un des deux agents grimpe dans un arbre, pendant que l'autre l'assure. L'arbre sélectionné doit permettre de supporter le poids de l'agent et posséder plusieurs ramifications qui lui permettront d'évoluer plus facilement. Il doit aussi être suffisamment

haut pour porter le regard au niveau de la canopée. Une fois installé dans l'arbre l'agent dépose systématiquement de la confiture sur les ramifications autour de lui et scrute la canopée (vue + jumelles) visible depuis son poste pendant 20 minutes. En cas de détection d'un gecko, l'agent prend uniquement des photos de l'individu. Le reste des informations est noté une fois redescendu au sol.

e) Contrôle de l'émigration des individus en-dehors de la zone d'étude

Lors des premiers passages (mai à octobre), cette opération visait à détecter la présence d'individus sortis de la zone de relâche (figure 7). 10 pièges à empreintes (« *footprints* »), dispositifs en plastique semi rigide en forme de tube triangulaire et placés à la verticale (constitués donc de 3 faces) étaient ainsi contrôlés par les agents à chaque passage. Ils retranscrivaient les observations (présence ou absence de trace) sur une fiche de suivi. Si une empreinte de gecko était distinguable, elle devait être prise en photo et entourée avec un crayon.

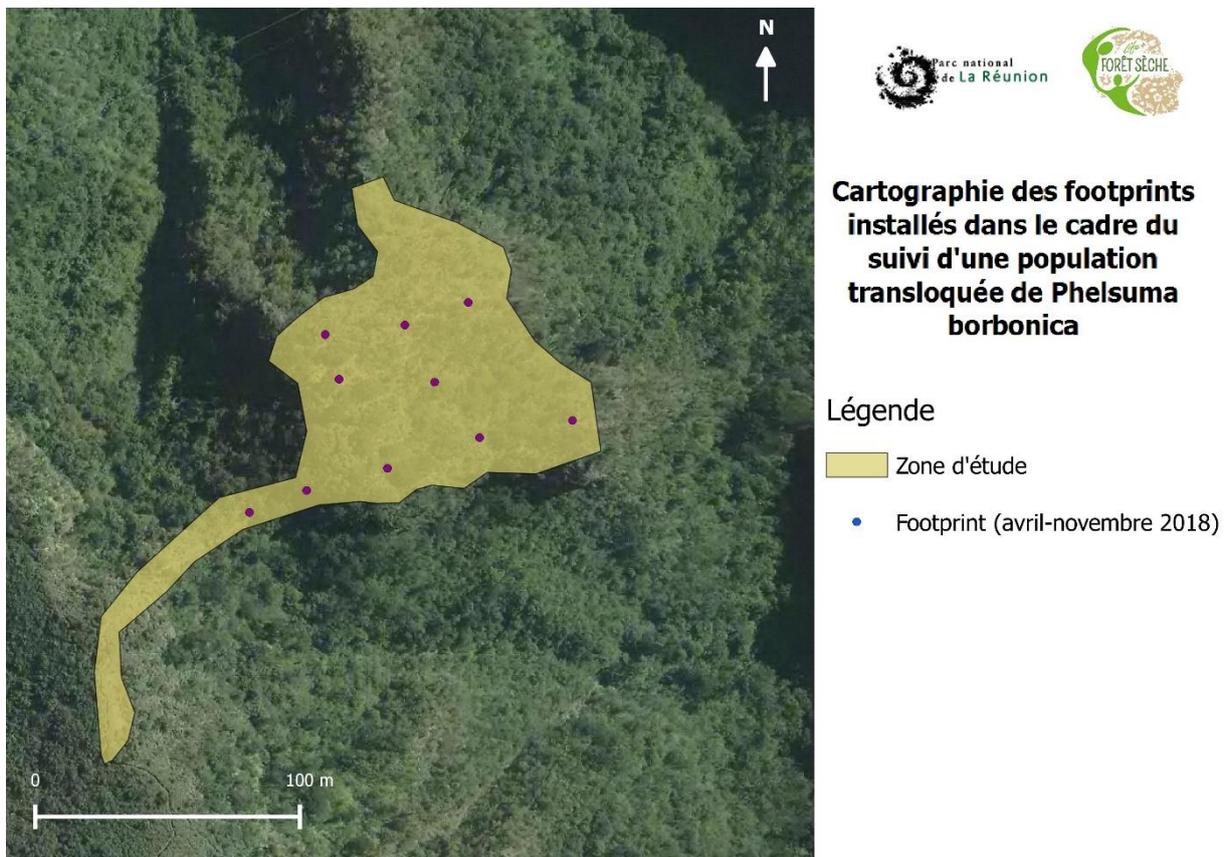


Figure 7 : Emplacement des pièges à empreintes (footprints) pour contrôler l'emprise de présence de la population de *Phelsuma borbonica* sur la zone d'étude d'avril à novembre 2018. Source : Parc national de La Réunion.

Suite à la session de novembre, il a été proposé d'amplifier ce dispositif afin de contrôler une éventuelle émigration définitive d'individus en marge du site d'étude. Il est ainsi proposé d'augmenter le nombre de pièges à empreintes ($n = 20$), de les rendre pérennes (caissons en bois) et de les placer à la verticale de manière systématique en bordure du site d'étude (espacement de 20-30 mètres déterminée par SIG, figure 8). Anouk Piteau effectuera les contrôles à raison d'une fois par mois à compter de novembre 2020. L'appâtage des pièges à empreintes n'est pas envisagé dans l'immédiat (voir toutefois certaines recommandations techniques fournies en partie VI).

Depuis la session d'avril 2019, des recherches sur les pans de falaise de la partie sud-Est du site (figure 8) sont réalisées à la longue-vue depuis un point d'observation fixe. Cette partie du site est ensoleillée le matin. Par ailleurs, peu d'autres secteurs offraient une visibilité suffisante. 3 sessions de 3 heures (deux en matinée et une l'après-midi) ont ainsi été effectuées en avril. Les sessions étaient composées de phases d'observation dans la longue-vue de 4 minutes alternant avec 3 minutes de pause pour reposer l'œil.

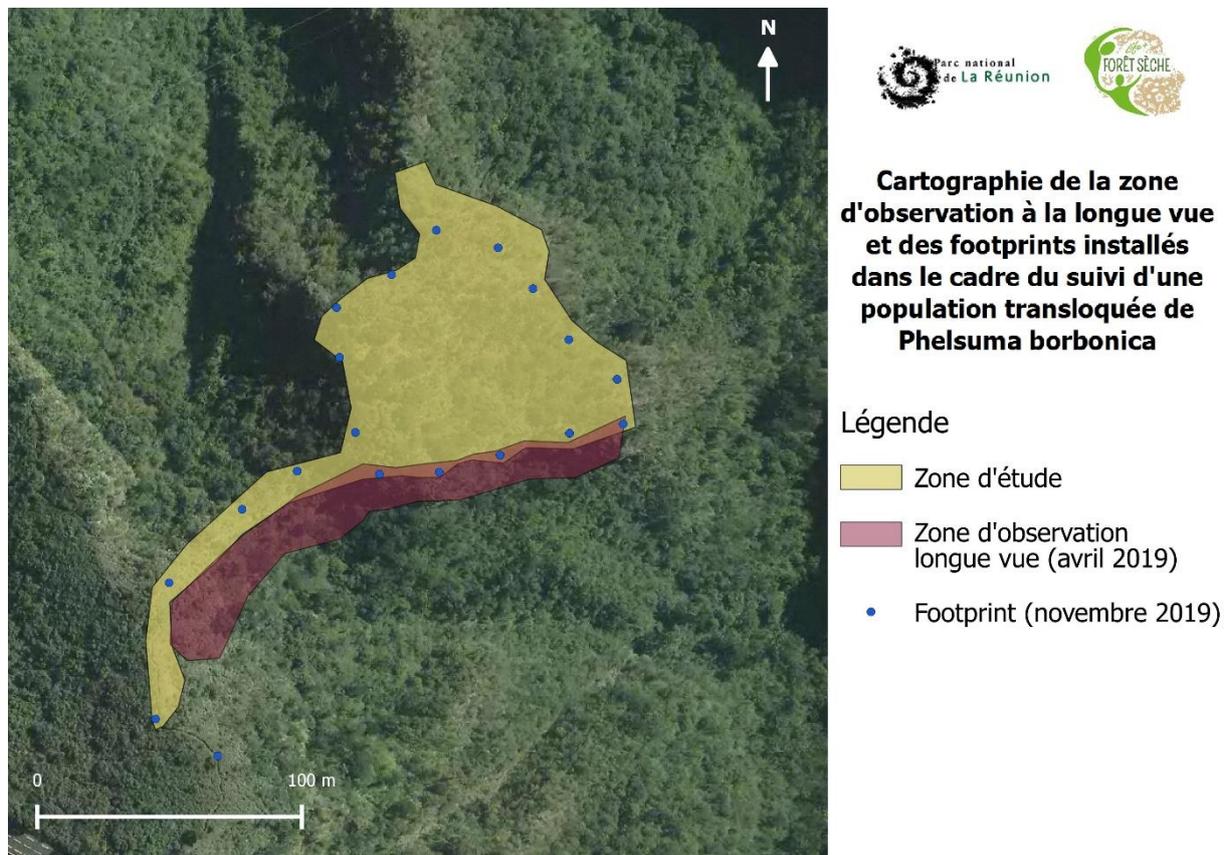


Figure 8 : Emplacement des pièges à empreintes (footprints) déployés à partir de 2019 afin de contrôler la présence d'individus de *Phelsuma borbonica* en marge de la zone d'étude et emprise de la zone contrôlée à la longue-vue pour détecter des individus occupant les falaises exposées au sud-Est. Source : Parc national de La Réunion.

V) Analyse des données

1) Photo-identification

Chaque individu prélevé en 2018 sur la population-source a été pris en photos sous trois angles : vue dorsale, vue ventrale, vue frontale (tête) (figure 9). L'ensemble des clichés constitue ainsi une base de données qui permet la photo-identification des individus contactés sur le site du Cap Francis par les agents du PNRUn.

Les photos des individus détectés sur le terrain par les agents sont transmises à la chargée du suivi des travaux écologiques dans les 7 jours qui suivent la prospection. Deux motifs identiques entre une photo prise sur le terrain et une photo issue de la base de données (figure 6) valident l'identité de l'individu. Cependant, compte-tenu de légères variations de motifs de coloration constatées chez des adultes de *Phelsuma inexpectata* (Sanchez, com. pers. 2019), trois clichés sont recommandés. Les nouvelles photos sont ajoutées à la base de données.



Figure 9 : Déroulement de la photo-identification. De gauche à droite : individu photographié sur site de relâche deux mois après le relâcher, puis photo-identifié d'après deux motifs reconnus sur les photos prises lors du prélèvement dans la population-source et centralisées dans la base de données (© Stéphane Michel (1^{ère} gauche), © Anouk Piteau (2^{nde} gauche et droite)).

2) Estimation des paramètres démographiques

Les « histoires de détection » individuelles (matrice composée des individus différents en ligne, passages en colonnes, avec 1 ou 0 selon si l'individu est détecté ou non lors du passage en question) sont converties au format .inp, afin d'être analysées avec le logiciel Mark 6.2 (White & Burnham, 1999). 50 lignes correspondent aux 50 individus transloqués (avec un 1 en première colonne, correspondant à la date de relâche). Dans les cas d'individus non détectés après relâche, toutes les colonnes à partir du second passage sont donc à 0.

Le type de données sélectionné en entrée dans le logiciel Mark concerne des recaptures d'individus vivants (modèle Cormack-Jolly-Seber CJS (Lebreton et al., 1992)). A partir de la session de novembre, le dispositif en *Robust-Design* a été spécifié dans le modèle CJS en fixant la probabilité de survie à 1 pour les intervalles de temps au sein d'une session. Les intervalles de temps entre les différents passages ont été irréguliers en raison de contraintes logistiques et météorologiques et sont donc spécifiés. La modélisation se déroule en deux étapes :

- Modélisation de la probabilité de détection p : les visites des différents secteurs se déroulent sur deux jours, à des heures différentes, puis sont regroupées sous un même passage. Il n'est donc pas possible de tester des covariables (météo, heure, observateur...) sur ce paramètre avec des modèles CJS classiques. Par ailleurs au vu du très faible nombre de recaptures, la probabilité de détection a été considérée comme constante pour ne pas sur-paramétriser les modèles. A terme, en cas de données suffisantes, il sera cependant possible d'ajuster des modèles dits « multi-sites » (Neil Arnason, 1973), dans lesquels chaque secteur pourra être différencié. Ce type de modèles permet par ailleurs d'estimer les probabilités de transition entre deux secteurs, ce qui peut s'avérer pertinent pour étudier les phénomènes de déplacement au sein du site.
- Modélisation de la probabilité de survie S : dans un premier modèle, nous avons ajusté une probabilité de survie constante pour les différents intervalles de temps. Dans un second modèle, nous avons testé si la probabilité de survie lors du premier intervalle de temps (immédiatement après translocation) était différente des probabilités de survie ultérieure. Nous avons estimé certains intervalles de confiance à 95% selon une procédure en bootstrap avec les packages MASS et boot sous le logiciel R v3.5.1.

Compte-tenu du faible nombre d'individus contactés lors des sessions de novembre 2018 ($n = 4$) et d'avril 2019 ($n = 1$), nous n'avons pas pu utiliser les modèles en *Robust-Design* pour estimer l'abondance. Nous avons donc calculé cette abondance et intervalles de confiance à 95% à partir de la formule d'Horowitz-Thompson. Les différents passages au sein des sessions de novembre 2018 et avril 2019 en *Robust-Design* ont uniquement permis d'estimer les probabilités de survie S et la probabilité de détection individuelle p .

Dans le cas où, à terme, des individus occuperaient des gîtes artificiels, il sera pertinent de faire appel à des méthodes de CMR spatialement explicite (Gardner et al., 2010), voire, si les données le permettent, de mettre en place des modèles intégrés où plusieurs sources de données pourraient être combinées dans une même analyse (Bowler et al., 2019). Par ailleurs, dans le cas où de nouveaux individus recruteraient lors des prochaines sessions, d'autres modèles devront être utilisés pour estimer ce recrutement (Modèles dits de Pradel en *Robust Design*, (Pradel, 1996)).

VI) Résultats un an après relâcher

13 passages ont été réalisés après relâche des individus jusqu'au mois d'octobre 2018. Initialement fixés à 15 jours, les intervalles de temps entre chaque passage ont finalement été irréguliers, variant entre 7 et 35 jours. 4 passages ont été effectués lors de la session de novembre 2018 et lors de celle d'avril 2019.

10 individus relâchés (six mâles et quatre femelles) ont été ré-observés au moins une fois lors des 21 passages effectués sur l'ensemble de la période de l'étude. Un individu supplémentaire a été photo-identifié le 5 mai 2018 grâce à des pièges photographiques installés en début de suivi (mai 2018) mais n'est pas intégré aux analyses en CMR car elle provient d'un autre type de dispositif que celui des observations visuelles. Aucun individu n'a été observé dans les tubes.

Chaque passage représentait un investissement de 2,04 hommes/jour en moyenne pour la phase de recherche visuelle (phase A) et d'appâtage (phase C). La phase de contrôle des refuges/nichoirs (phase B) représentait quant à elle un investissement de 0,26 hommes/jour.

Probabilité de détection des individus

La probabilité de recapture, fixée identique à la probabilité de capture et constante au cours de l'ensemble des passages, est estimée à $p=0,22$ [IC95% 0,14-0,32]. Ainsi, la probabilité de rater un individu lors d'un passage ($1-p$) est de 78%. Lors d'une session de Robust-Design comprenant 4 passages, cette probabilité est donc de 37% ($(1-p)^4$), soit une probabilité de détecter un individu de 63%.

Probabilité de survie apparente des individus et abondance

La probabilité de survie apparente immédiate post-relâcher (intervalle de 15 jours entre la relâche et le premier passage de CMR) est estimée à $S_1 = 0,27$ [IC95% 0,13-0,45]. On en déduit donc, que, sur les 50 individus relâchés, 14 [IC95% 6-22] seraient toujours présents sur le site. La probabilité de survie apparente mensuelle entre le 1^{er} passage et la première session de *Robust-Design* de novembre est estimée à $S_2 = 0,84$ [IC95% 0,65-0,93]. Sur la durée de 6 mois écoulée entre le 1^{er} passage et novembre, la probabilité de survie apparente est ainsi estimée à 0,36 [IC95% 0,07-0,67] et entre le relâcher et novembre ($S_1 * S_2$), elle est de 0,09 [IC95% 0,02-0,19]. Parmi les 50 individus relâchés en avril 2018, 5 [IC95% 1-10] seraient toujours présents sur le site de relâcher en novembre.

La probabilité de survie apparente mensuelle entre la session de *Robust-Design* de novembre 2018 et celle d'avril 2019 est de $S_3 = 0,79$ [IC95% 0,31-0,95], soit une baisse de 5% par rapport à la probabilité de survie entre le 1^{er} passage et la session de novembre 2018. La probabilité de survie apparente sur cette durée de 5 mois est donc de 0,30 mais les intervalles de confiance sont très grands du fait du très faible nombre d'individus détectés [IC95% 0,003-0,78]. Ils pourraient

toutefois diminuer avec l'ajout des données qui seront issues des prochaines sessions en *Robust-Design*.

Au final, la probabilité d'être toujours sur le site de relâcher (survie apparente) un an après le relâcher ($S_1 * S_2 * S_3$) est de 0,02 [IC95% 0,0002–0,10]. Le nombre probable d'individus restants sur le site serait donc estimé à 1 [IC95% 0–5]. Compte-tenu de la faible détectabilité de l'espèce, plusieurs individus présents sur site auraient potentiellement pu échapper systématiquement à l'observation, comme en témoigne la détection d'un individu par piège-photo, jamais détecté lors du protocole CMR (au 15ème passage). Ceci entraîne une surestimation de la détection et donc une sous-estimation de la probabilité de survie apparente des individus. Cette probabilité de survie apparente à l'issue de la première année demeure néanmoins très faible et à ce stade, les chances de maintien d'une population au sein du site d'étude semblent minces. Quelques individus implantés sur le site ou sur les marges pourront néanmoins suffire à reconstituer une population de manière intrinsèque.

Hypothèse d'émigration définitive

Ce protocole nous a permis d'estimer la survie apparente et en l'absence d'information additionnelle sur la sortie définitive d'individus de la zone d'étude, il n'est pas possible de connaître la survie réelle. Les recherches sur un pan de falaise conduites en avril 2019 n'ont pas permis de détecter la présence d'individus en périphérie de la zone d'étude. Mais si certains survivants sont établis en marge du site et parviennent à se reproduire, les recrutés pourraient alors disperser sur la zone d'étude et contribuer à la population du Cap Francis. Il est néanmoins possible que bon nombre d'individus aient émigré au-delà de la zone couverte par les recherches à la longue-vue, d'autant que le site de suivi n'est pas beaucoup plus vaste que le site de relâcher du fait des falaises et pentes qui l'entourent. Des interventions de lutte contre les espèces exotiques végétales ont eu lieu sur le site, ce qui a également pu déranger les individus qui étaient en phase d'installation, en recherche de territoires favorables.

Le suivi des individus identifiés a montré des déplacements de plusieurs dizaines de mètres dans les différentes directions (pas de direction privilégiée apparente). Des déplacements atteignant 40 mètres au-delà de la zone de relâcher ont été mesurés chez des individus de geckos en Nouvelle-Zélande suivis par télémétrie après leur translocation sans période d'acclimatation (« hard-release ») (Knox & Monks, 2014). Des comportements de « homing » (retour d'individus sur leur domaine vital après déplacement) ont également été notés chez un lézard australien (Freake, 2001). Les prospections au-delà du périmètre de la zone d'étude s'avèrent néanmoins très complexes en raison de l'inaccessibilité des zones périphériques au site de relâcher et de suivi. Par ailleurs, la distance de dispersion maximale chez cette espèce est inconnue. Elle atteint sans doute plusieurs dizaines de mètres en milieux favorables. Chez *Phelsuma ornata*, la distance maximale enregistrée atteignait 87m en 29 heures (Nyhagen et al., 2001) et chez *Phelsuma inexpectata* la distance linéaire maximale observée en une journée atteignait 65 m (Sanchez et al., 2009). De telles distances rendent le périmètre de recherche potentiellement très grand, dans des milieux parfois difficiles à prospecter car envahis d'espèces exotiques mais non gérés comme c'est le cas

sur le Cap Francis. Enfin, si des individus ont dispersé loin du site et dans toutes les directions, ceci réduit les chances de fonder une population viable à un moment car potentiellement dilués sur une grande surface (Knox & Monks, 2014).

Hypothèse de mortalité effective

En cas de mortalité effective sur le site d'étude (sans émigration définitive des individus), plusieurs hypothèses peuvent être avancées, abordées par Sanchez et al. (2016) dans l'étude de faisabilité du projet. La qualité des habitats est un paramètre ayant été bien contrôlé avant le lancement de l'opération de translocation. Les habitats restaurés, avec présence de nombreuses espèces indigènes et arbres offrant de multiples cavités ne semblent pas être à la source de hauts niveaux de mortalité estimés. La disponibilité en ressources alimentaires semble par ailleurs suffisante, avec la présence de nombreux insectes et de fleurs potentiellement consommables par *P. borbonica*. L'absence d'observation d'individus rachitiques (côtes et colonne vertébrale apparente, orbites enfoncés) dans les mois qui ont suivi la translocation viendrait conforter cette hypothèse que les habitats et ressources alimentaires ne sont pas en cause. Par ailleurs, un individu observé en juin 2018 avec la queue en début de repousse a été de nouveau photo-capturé en novembre 2018 avec une repousse complète de la queue (figure 10). Enfin, une femelle avec des signes potentiels de formation d'œufs (poches endolymphatiques gonflées et bas ventre distendu) a pu être observée en août 2018 (figure 10). A noter cependant que seule une capture de l'individu (avec palpation) peut permettre de certifier cette formation d'œufs (Sanchez, com. pers. 2019).



Figure 10 : A gauche et au milieu : mâle observé à 5 mois d'intervalle avec queue en repousse. A droite : femelle avec signes potentiels de formation d'œufs (© Fanny Rivière)

L'ensemble de ces observations semblent indiquer que les individus relâchés disposent des ressources alimentaires nécessaires à leur bon développement et ce tout au long de l'année. Néanmoins aucune recapture n'a été effectuée pour relever l'état sanitaire des individus et observer si le nombre d'ectoparasites a augmenté depuis la translocation.

Une hypothèse alternative à la qualité des habitats pour expliquer une mortalité importante sur le site serait l'augmentation accrue de la prédation. Les campagnes d'éradication des rongeurs introduits (rats, musaraignes) menées en amont de la translocation et poursuivies ensuite ont permis de limiter la présence de prédateurs. Malgré ces dispositions, la présence éventuelle d'individus restants, ou d'autres prédateurs exotiques (chat domestique, rat noir, musaraigne, couleuvre-loup, caméléon panthère etc., Sanchez & Probst, 2017b, 2017a) ou indigènes (Busard de Maillard, Caceres et al., 2018) a pu provoquer une mortalité d'individus immédiatement après leur translocation. La non-connaissance des individus avec leur nouvel environnement (abris potentiels etc) aurait pu amplifier ce phénomène de prédation.

VII) Poursuite du protocole

1) Collecte des données

Malgré des résultats peu encourageants à ce stade de l'étude, le protocole doit être maintenu à l'identique pour détecter une éventuelle recolonisation du site à partir de la reproduction des quelques individus toujours vivants et présents sur le site ou de recolonisation par des individus qui avaient quitté la zone de suivi (i.e. émigration temporaire, (Lebreton et al., 1992)). Une étude menée en Nouvelle-Zélande évoque ainsi un pas de temps de 10-15 ans pour mettre en évidence le succès d'une opération de translocation chez une espèce de gecko (Bell & Herbert, 2017). Le respect du protocole est la seule garantie que les données seront analysables et interprétables sur le moyen-long terme. Ce document, qui détaille le contenu de chaque étape depuis les objectifs jusqu'à l'analyse des données doit permettre de garantir cette pérennité du protocole. Malgré cette précaution, plusieurs risques ont été identifiés :

- L'animation de ce protocole repose sur l'appui d'Anouk Piteau, chargée du suivi de la restauration écologique dans le cadre du programme LIFE+. Outre la formation à la collecte des données, ses missions comprennent bon nombre d'aspects logistiques pour la bonne exécution du protocole : gestion du matériel, des plannings, réception puis mise au propre des données, photo-identification, analyse des données CMR, lutte contre les prédateurs (rats) sur site. Par ailleurs, elle a pris en charge la mission de contrôle des tubes (phase B du protocole) et du contrôle de l'émigration des individus (phase E) et la construction des pièges à empreintes associés. Au terme du programme LIFE+, il sera important d'avoir une personne assurant ces différentes missions, au risque de ne pas pouvoir poursuivre le protocole intégralement et d'être dans l'incapacité de répondre aux

questions posées au départ. Une animation forte, avec une personne dédiée, est absolument nécessaire pour assurer la pérennité d'un tel protocole.

- L'autorisation de prélèvement obtenue pour cette opération de translocation intègre l'obligation de suivre la population sur 20 ans (Décision préfectorale n°2017-04 de dérogation à une interdiction prévue à l'article L. 411-2 du code de l'environnement). Les sessions de suivi suivantes sont prévues à N+5, N+10 et N+20 après la translocation. Ces pas de temps posent la question de la formation des agents. En effet, à ce jour, seules 5 personnes sont formées à la détection de *P. borbonica* et au protocole. Il est important de discuter d'une passation en cas de changement du personnel et de prendre en compte les variabilités de détection qui pourraient en découler. Pour éviter cela il sera nécessaire, i) de former un plus grand nombre d'agents (dès 2020), et ii) de prévoir une réactualisation de cette formation auprès des agents pour les années de suivi (N+5, N+10 et N+20).
- Le Conservatoire du Littoral finance l'entretien du Cap Francis dans le cadre de mesures compensatoires de la construction de la nouvelle route du littoral. Néanmoins, les travaux de lutte contre les espèces végétales envahissantes se termineront en 2024. La liane papillon *Hiptage benghalensis* présente sur les pourtours du site pourrait, en cas d'arrêt des travaux de lutte, envahir le site et empêcher la progression des observateurs. La progression de cette espèce, et de la végétation en général, pourraient diminuer la visibilité des individus, et par conséquent leur probabilité de détection sur site. Il sera alors important d'en tenir compte dans les analyses.

D'autres techniques d'étude ont pu être testées sur *Phelsuma guentheri* sur l'île Maurice (Zuel, com. pers. 2019). Leur expérience montre que l'utilisation de miel comme attractant semble mieux fonctionner que la confiture. Les auteurs l'utilisent face à des caméras-pièges laissées pendant une journée complète pour maximiser les chances de détection tout en minimisant l'effort de terrain. En cas d'utilisation des tubes par les geckos, les auteurs utilisaient des pointeurs laser rouge pour les faire sortir. Cette technique semble fonctionner particulièrement bien à l'ombre. Enfin, la disposition de poudre fluorescente dans les tubes-refuges peut permettre de mettre en évidence leur utilisation par les geckos (contrôle de nuit avec une lampe UV). Des tests pourraient être réalisés sur *Phelsuma borbonica*. S'ils s'avèrent concluants, le protocole de collecte de données pourra être modifié et une nouvelle version de ce document devra être éditée. Les analyses de données en CMR devront prendre en compte ces changements (inclusion de nouveaux paramètres agissant sur la probabilité de détection).

2) Stockage des données

Les fiches de terrain (annexes 1 et 2) remplies par les agents sont directement transmises au coordinateur de cette opération (Anouk Piteau de 2018 à 2020). Elles sont ensuite scannées et saisies dans un tableur. Les clichés des individus photographiés sont également envoyés au coordinateur sous un délai d'une semaine maximum. L'ensemble de ces données est enregistré sur un des serveurs du Parc national de La Réunion. Une copie est stockée sur un disque dur externe spécifique au projet LIFE+ Forêt Sèche.

Les données brutes sont consultables par l'ensemble des agents mais sont non-modifiables. Les analyses sont effectuées et conservées uniquement sur le serveur interne au projet afin d'éviter toute modification ou suppression involontaire des agents du PNRUN.

Bibliographie

- Angeli, N.F., Lundgren, I.F., Pollock, C.G., Hillis-Starr, Z.M., Fitzgerald, L.A., 2018. Dispersal and population state of an endangered island lizard following a conservation translocation. *Ecol. Appl.* 28, 336–347. <https://doi.org/10.1002/eap.1650>
- Armstrong, D., Seddon, P., 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.003>
- Attum, O., Otoum, M., Amr, Z., Tietjen, B., 2011. Movement patterns and habitat use of soft-released translocated spur-thighed tortoises, *Testudo graeca*. *Eur. J. Wildl. Res.* 57, 251–258. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0419-4>
- Augros, S., Faipoux, L., Bodin, M., Arnaud, L.E., Sanchez, M., Clémencet, J., 2017. Evidence of anthropogenic habitats colonization by the Réunion day gecko *Phelsuma borbonica* (Mertens, 1966)(Réunion Island, France): conservation implications. *Herpetol. Notes* 10, 563–571.
- Austin, J.J., Arnold, E.N., Jones, C.G., 2004. Reconstructing an island radiation using ancient and recent DNA: the extinct and living day geckos (*Phelsuma*) of the Mascarene islands. *Mol. Phylogenet. Evol.* 31, 109–122. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2003.07.011>
- Bègue, J.-F., Sanchez, M., Micheneau, C., Fournel, J., 2014. New record of day geckos feeding on orchid nectar in Reunion Island: can lizards pollinate orchid species? 7, 689–692.
- Bell, T.P., Herbert, S.M., 2017. Establishment of a Self-Sustaining Population of a Long-Lived, Slow-Breeding Gecko Species (Diplodactylidae: *Hoplodactylus duvaucelii*) Evident 15 Years after Translocation. *J. Herpetol.* 51, 37–46. <https://doi.org/10.1670/15-106>
- Bertolero, A., Oro, D., Besnard, A., 2007. Assessing the efficacy of reintroduction programmes by modelling adult survival: the example of Hermann's tortoise. *Anim. Conserv.* 10, 360–368. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00121.x>
- Bertolero, A., Pretus, J.Ll., Oro, D., 2018. The importance of including survival release costs when assessing viability in reptile translocations. *Biol. Conserv.* 217, 311–320. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.11.023>
- Bessinger, S.R., McCullough, D.R., 2002. Population Viability Analysis. The University Of Chicago Press.
- Bonanno, A., 2016. Contribution à l'étude de faisabilité pour la translocation de *Phelsuma borbonica* (Mertens, 1966) : taille et structure de la population source, mobilité et condition corporelle des individus (mémoire de Master 2 Biodiversité et EcoSystèmes Tropicaux). Université de La Réunion.
- Bowler, D.E., Nilsen, E.B., Bischof, R., O'Hara, R.B., Yu, T.T., Oo, T., Aung, M., Linnell, J.D.C., 2019. Integrating data from different survey types for population monitoring of an endangered species: the case of the Eld's deer. *Sci. Rep.* 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44075-9>
- Buckland, S., Cole, N.C., Aguirre-Gutiérrez, J., Gallagher, L.E., Henshaw, S.M., Besnard, A., Tucker, R.M., Bachraz, V., Ruhomaun, K., Harris, S., 2014a. Ecological Effects of the Invasive Giant Madagascar Day Gecko on Endemic Mauritian Geckos: Applications of Binomial-Mixture and Species Distribution Models. *PLoS ONE* 9, e88798. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088798>
- Buckland, S., Cole, N.C., Godsall, B., Rodríguez-Pérez, J., Gallagher, L.E., Henshaw, S.M., Harris, S., 2014b. Habitat selection of the Mauritian lowland forest day gecko at multiple spatial scales: A baseline for translocation. *Glob. Ecol. Conserv.* 1, 71–79. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.06.001>

- Caceres, S., Jasmin, J.-N., Sanchez, M., 2018. Observation d'une proie inédite chez le Busard de Maillard *Circus maillardi* J. Verreaux, 1862 (Accipitriformes : Accipitridae). *Cah. Sci. Océan Indien Occident*. 9, 17–20.
- Calvete, C., Estrada, R., 2004. Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biol. Conserv.* 120, 507–516. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.023>
- Caswell, H., 2001. *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates.
- Chandler, R.B., Muths, E., Sigafus, B.H., Schwalbe, C.R., Jarchow, C.J., Hossack, B.R., 2015. Spatial occupancy models for predicting metapopulation dynamics and viability following reintroduction. *J. Appl. Ecol.* 52, 1325–1333. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12481>
- Craig, M.D., Hardy, G.E.S.J., Fontaine, J.B., Garkakalis, M.J., Grigg, A.H., Grant, C.D., Fleming, P.A., Hobbs, R.J., 2012. Identifying unidirectional and dynamic habitat filters to faunal recolonisation in restored mine-pits: Filters to faunal recolonisation in restoration. *J. Appl. Ecol.* 49, 919–928. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02152.x>
- Deso, G., Probst, J.M., Sanchez, M., Ineich, I., 2008. *Phelsuma inexpectata* Mertens, 1966 et *Phelsuma borbonica* Mertens, 1942 (Squamata : Gekkonidae) : deux geckos potentiellement pollinisateurs de l'île de La Réunion. *Bull. Société Herpétologique Fr.* 126, 9–23.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biol. Conserv.* 96, 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00048-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00048-3)
- Freake, M.J., 2001. Homing behaviour in the sleepy lizard (*Tiliqua rugosa*): the role of visual cues and the parietal eye. *Behav Ecol Sociobiol* 50, 563–569.
- Gardner, B., Reppucci, J., Lucherini, M., Royle, J.A., 2010. Spatially explicit inference for open populations: estimating demographic parameters from camera-trap studies. *Ecology* 91, 3376–3383. <https://doi.org/10.1890/09-0804.1>
- Germano, J.M., Bishop, P.J., 2009. Suitability of Amphibians and Reptiles for Translocation. *Conserv. Biol.* 23, 7–15. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01123.x>
- Gilroy, J.J., Virzi, T., Boulton, R.L., Lockwood, J.L., 2012. A new approach to the “apparent survival” problem: estimating true survival rates from mark–recapture studies. *Ecology* 93, 1509–1516. <https://doi.org/10.1890/12-0124.1>
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W., Reed, C., 1989. Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science* 245, 477–480. <https://doi.org/10.1126/science.245.4917.477>
- Hansen, D.M., Beer, K., Müller, C.B., 2006. Mauritian coloured nectar no longer a mystery: a visual signal for lizard pollinators. *Biol. Lett.* 2, 165–168. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0458>
- Imlay, T., Dale, R., Buckland, S., Jones, C., Cole, N., 2012. A Novel Approach to Counting Geckos: *Phelsuma* Density in Mauritian Forests. *Herpetol. Rev.* 43, 391–396.
- IUCN/SSC, 2013. *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Jackson, S.T., Hobbs, R.J., 2009. Ecological Restoration in the Light of Ecological History. *Science* 325, 567–569. <https://doi.org/10.1126/science.1172977>
- Kaiser-Bunbury, C.N., Traveset, A., Hansen, D.M., 2010. Conservation and restoration of plant–animal mutualisms on oceanic islands. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 12, 131–143. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.10.002>
- Kendall, W.L., Pollock, K.H., Brownie, C., 1995. A Likelihood-Based Approach to Capture–Recapture Estimation of Demographic Parameters under the Robust Design. *Biometrics* 51, 293. <https://doi.org/10.2307/2533335>

- Knox, C.D., Monks, J.M., 2014. Penning prior to release decreases post-translocation dispersal of jewelled geckos: Penning reduces dispersal in translocated geckos. *Anim. Conserv.* 17, 18–26. <https://doi.org/10.1111/acv.12149>
- Le Péchon, T., Sanchez, M., Humeau, L., Gigord, L.D.B., Zhang, L.-B., 2013. Vertebrate pollination of the endemic *Trochetia granulata* (Malvaceae) on Réunion. *J. Trop. Ecol.* 29, 353–356. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000278>
- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J., Anderson, D.R., 1992. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. *Ecol. Monogr.* 62, 67–118. <https://doi.org/10.2307/2937171>
- Lepeigneul, O., Ballouard, J.M., Bonnet, X., Beck, E., Barbier, M., Ekori, A., Buisson, E., Caron, S., 2014. Immediate response to translocation without acclimation from captivity to the wild in Hermann's tortoise. *Eur. J. Wildl. Res.* 60, 897–907. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0857-5>
- Macdonald, I.A.W., Thébaud, C., Strahm, W.A., Strasberg, D., 1991. Effects of Alien Plant Invasions on Native Vegetation Remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environ. Conserv.* 18, 51. <https://doi.org/10.1017/S0376892900021305>
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G., Franklin, A.B., 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84, 2200–2207. <https://doi.org/10.1890/02-3090>
- Neil Arnason, A., 1973. The estimation of population size, migration rates and survival in a stratified population. *Res. Popul. Ecol.* 15, 1–8. <https://doi.org/10.1007/BF02510705>
- Nussear, K.E., Tracy, C.R., Medica, P.A., Wilson, D.S., Marlow, R.W., Corn, P.S., 2012. Translocation as a conservation tool for Agassiz's desert tortoises: Survivorship, reproduction, and movements. *J. Wildl. Manag.* 76, 1341–1353. <https://doi.org/10.1002/jwmg.390>
- Nyhagen, D.F., Kragelund, C., Olesen, Jens.M., Jones, C.G., 2001. Insular interactions between lizards and flowers: flower visitation by an endemic Mauritian gecko. *J. Trop. Ecol.* 17, 755–761. <https://doi.org/10.1017/S0266467401001560>
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F., Poff, N.L., 1997. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* 5, 291–300. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00543.x>
- Pille, F., Caron, S., Bonnet, X., Deleuze, S., Busson, D., Etien, T., Girard, F., Ballouard, J.-M., 2018. Settlement pattern of tortoises translocated into the wild: a key to evaluate population reinforcement success. *Biodivers. Conserv.* 27, 437–457. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1445-2>
- Piteau, A., 2016. Contribution à l'étude de faisabilité pour la translocation du gecko vert de bourbon (*Phelsuma borbonica*, Mertens 1966) : étude de la sélection de l'habitat et de la similarité entre le site donneur et les sites receveurs. Université de Montpellier.
- Pradel, R., 1996. Utilization of Capture-Mark-Recapture for the Study of Recruitment and Population Growth Rate. *Biometrics* 52, 703–709. <https://doi.org/10.2307/2532908>
- Royle, J.A., 2004. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics* 60, 108–115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Royle, J.A., Dorazio, R.M., 2006. Hierarchical models of animal abundance and occurrence. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 11, 249–263. <https://doi.org/10.1198/108571106X129153>
- Sanchez, M., 2018. Compte rendu de l'opération de translocation du Gecko vert de Bourbon réalisée dans le cadre du projet Life + Forêt sèche (Rapport technique). Nature Océan Indien pour le Parc national de La Réunion.
- Sanchez, M., 2016. Protocole de suivi du gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) dans le cadre du projet Life+ Forêt sèches. Nature Océan Indien.

- Sanchez, M., 2012. Le gecko vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica* Mertens 1966, atlas de répartition, écologie et conservation (Rapport Nature Océan Indien).
- Sanchez, M., Choeur, A., 2019. Suivi démographique et spatial des populations de gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) des falaises littorales de Petite Ile, année 2018 – Action du PNA n°12. Nature Océan Indien.
- Sanchez, M., Fontaine, Y., Truong, P., 2016. Etude de la faisabilité pour la translocation du gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) dans le cadre du projet Life+ Forêt Sèche (Rapport Nature Océan Indien/cellule LIFE+ du Parc national de La Réunion No. version provisoire n°2).
- Sanchez, M., Gérard, A., 2017. Le gecko vert de Bourbon *Phelsuma borbonica* suivi de la reproduction et évaluation de la prédation des oeufs par les rats en milieu naturel (Rapport d'étude). Nature Océan Indien pour le Parc national de La Réunion.
- Sanchez, M., Probst, J.-M., 2017a. *Phelsuma borbonica* Mertens, 1966 (Sauria: Gekkonidae) sur l'île de La Réunion. II. Ecologie et éthologie. Bull. Société Herpétologique Fr. 163, 35–52.
- Sanchez, M., Probst, J.-M., 2017b. *Phelsuma borbonica* Mertens, 1966 (Sauria: Gekkonidae) sur l'île de La Réunion. I. Répartition et habitats naturels. Bull. Société Herpétologique Fr. 162, 17–30.
- Sanchez, M., Probst, J.-M., Deso, G., 2009. *Phelsuma inexpectata*, Mertens, 1966 (Sauria: Gekkonidae) sur l'île de La Réunion: Ecologie, répartition et menaces. Bull. Société Herpétologique Fr. 132, 43–69.
- Sanchez, M., Vingadachetty, J., 2016. Etude pour améliorer la conservation des populations de *Phelsuma borbonica* occupant les aménagements artificiels en milieu naturel du Parc national de La Réunion. Action 2: Taux d'éclosion des oeufs. Nature Océan Indien pour le Parc national de La Réunion.
- Sarrazin, F., Legendre, S., 2000. Demographic Approach to Releasing Adults versus Young in Reintroductions. *Conserv. Biol.* 14, 488–500. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.97305.x>
- Scott, S.N., 2016. Translocation and post-release monitoring techniques of Auckland green gecko (*Naultinus elegans elegans*) using a penned release (Master of Science in Conservation Biology). Massey University, Auckland, New Zealand.
- Seddon, P.J., 2010. From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restor. Ecol.* 18, 796–802. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00724.x>
- Seddon, P.J., 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends Ecol. Evol.* 14, 503. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01720-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01720-6)
- Seddon, P.J., Armstrong, D.P., Maloney, R.F., 2007. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conserv. Biol.* 21, 303–312. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Sheean, V.A., Manning, A.D., Lindenmayer, D.B., 2012. An assessment of scientific approaches towards species relocations in Australia: Australian species relocations review. *Austral Ecol.* 37, 204–215. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02264.x>
- Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J., Cowling, R.M., 2005. An Assessment of Habitat Diversity and Transformation on La Réunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a Basis for Identifying Broad-scale Conservation Priorities. *Biodivers. Conserv.* 14, 3015–3032. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0258-2>
- Tavecchia, G., Viedma, C., Martínez-Abraín, A., Bartolomé, M.-A., Gómez, J.A., Oro, D., 2009. Maximizing re-introduction success: Assessing the immediate cost of release in a

- threatened waterfowl. *Biol. Conserv.* 142, 3005–3012.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.035>
- Thueux, P., Truong, P., 2013. Dry forest conservation in Reunion island- Conservation de la forêt sèche de l'île de La Réunion (Rapport de démarrage, LIFE13 BIO/FR/000259).
- Tuberville, T.D., Norton, T.M., Todd, B.D., Spratt, J.S., 2008. Long-term apparent survival of translocated gopher tortoises: A comparison of newly released and previously established animals. *Biol. Conserv.* 141, 2690–2697. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.08.004>
- UICN Comité français, MNHN, SEOR, ARDA, Insectarium de La Réunion, GLOBICE, Kélonia, 2013. La Liste rouge des espèces menacées en France - Faune de La Réunion. Paris, France.
- UICN France, CBNM, FCBN, MNHN, 2013. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Flore vasculaire de La Réunion. Paris, France.
- van Andel, J., Aronson, J., 2012. *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd Edition, Wiley-Blackwell. ed.
- Van Winkel, D., 2008. Efficiency of techniques for post-translocation monitoring of Duvaucel's gecko (*Hoplodactylus duvaucelii*) and evidence of native avian predation on lizards (Master of Science in Conservation Biology). Massey University, Auckland, New Zealand.
- Wanger, T.C., Motzke, I., Furrer, S.C., Brook, B.W., Gruber, B., 2009. How to monitor elusive lizards: comparison of capture–recapture methods on giant day geckos (*Gekkonidae*, *Phelsuma madagascariensis grandis*) in the Masoala rainforest exhibit, Zurich Zoo. *Ecol. Res.* 24, 345–353. <https://doi.org/10.1007/s11284-008-0511-3>
- Watson, D.M., Watson, M.J., 2015. Wildlife restoration: Mainstreaming translocations to keep common species common. *Biol. Conserv.* 191, 830–838.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.035>
- White, G.C., Burnham, K.P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, S120–S139. <https://doi.org/10.1080/00063659909477239>

Annexe 2

Fiche de relevé de terrain pour le contrôle des tubes (étape B)

N° tube	Secteur	SP	X	Y	Présence dans tube (INT)/ Près du tube (EXT)	Absence	N°photo	Remarque
1	8	MIMBAL						
2	8	MIMBAL	332252.005	7685432.716				
3	8	SECDUR	332263.943	7685435.161				
4	8	SECDUR	332266.133	7685434.630				
M18	7	SECDUR	332283.240	7685481.52				
F27	7	EUGBUX	332281.350	7685483.27				
F28	7	SECDUR	332288.610	7685484.78				
27	7	EUGBUX	332301.922	7685496.216				
30	7	SCOHET	332307.542	7685495.940				
31	7	SCOHET	332310.214	7685499.178				
34	7	DT	332304.715	7685508.090				
33	7	PLEPAC	332311.183	7685506.273				
32	7	SECDUR	332314.683	7685499.555				
35	7	SCOHET	332306.965	7685501.581				
36	7	SECDUR	332296.214	7685494.940				
37	7	EUGBUX	332291.168	7685489.797				
38	7	SECDUR	332290.173	7685485.358				
39	7	SCOHET	332283.916	7685486.845				
40	7	EUGBUX	332278.087	7685487.229				
11	6	EUGBUX	332314.501	7685455.599				
12	6	DOMPOP	332320.170	7685460.859				
13	6	SECDUR	332324.040	7685448.387				
14	6	MIMBAL	332335.944	7685454.153				
15	6	SECDUR	332333.548	7685454.572				
16	6	PANSYL	332342.309	7685452.225				
17	6	PANSYL	332343.419	7685455.668				
18	6	SCOHET	332352.489	7685453.655				
19	6	PANSYL	332354.770	7685454.453				
20	6	FOEMAU	332361.341	7685452.637				
21	6	CASORI	332355.244	7685458.997				
22	6	ANTBOR	332354.234	7685455.998				
23	6	ERYHYP	332351.352	7685463.276				
24	6	ERYHYP	332344.934	7685460.112				
25	6	MIMBAL	332343.237	7685453.009				
M11	4	EUGBUX	332304.140	7685440.32				
F14	4	SECDUR	332309.550	7685450.45				
F22	4	EUGBUX	332308.890	7685444.02				
M15	4	SECDUR	332311.690	7685444.94				
F21	4	EUGBUX	332315.920	7685448.52				
F6	4	OLELAN	332303.630	7685449.84				
F7	4	SECDUR	332299.480	7685449.35				
F3	4	EUGBUX	332299.630	7685455.0				
M10	4	DT	332311.720	7685452.47				
F5	4	SECDUR	332302.910	7685469.65				
M8	4	MIMBAL	332296.610	7685465.38				
F4	4	EUGBUX	332299.130	7685463.19				
M7	4	MIMBAL	332308.270	7685474.8				
M14	4	MIMBAL	332311.770	7685467.74				
F13	4	DT	332295.580	7685475.11				
F29	4	SECDUR	332302.960	7685464.45				
M20	4	ERYHYP	332311.650	7685480.03				