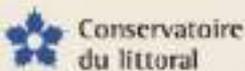


- ANNEXE 10 -

ACTION D1 L1 : BILAN DE L'OPÉRATION DE TRANSLOCATION DU GECKO VERT DE BOURBON DANS LE CADRE DU PROJET LIFE+ FORÊT SÈCHE



PRÉAMBULE

Ce document restitue l'ensemble des opérations de suivi de la population réintroduite de geckos verts de Bourbon, *Phelsuma borbonica* (Figure 1) dans le cadre du projet LIFE+ Forêt Sèche de de janvier 2019 à juin 2020. Il a pour but de restituer l'ensemble des documents qui ont permis le déroulement du suivi de la population de janvier 2019 à juin 2020.



Figure 1 : Photographie des individus de *P. borbonica*, de gauche à droite : femelle, mâle et juvénile (crédit photos : C. Robert, A. Piteau, A. Bonanno)

CONTEXTE ET DESCRIPTION GÉNÉRALE DU PROJET

Le projet LIFE+ Forêt Sèche vise à préserver la biodiversité de l'un des habitats les plus emblématique et menacé de l'île de La Réunion : la forêt semi-xérophile (ou semi-sèche). Selon L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) un écosystème restauré contient un ensemble caractéristique d'espèces de l'écosystème de référence qui procure une structure communautaire appropriée constituée pour la plupart d'espèces indigènes. L'ensemble des groupes fonctionnels nécessaires à l'évolution et à la stabilité de l'écosystème restauré doivent être présents ou être capables de coloniser cet espace naturellement.

Ainsi, la translocation de 50 individus de geckos verts de Bourbon dans le cadre du Projet LIFE+ Forêt Sèche vise à rétablir les interactions entre la faune et la flore endémiques de La Réunion afin de restaurer l'écosystème de la forêt sèche.

Cette opération s'est déroulée en trois phases : 1) la phase préparatoire (2015-2017) ; 2) la phase opérationnelle ; 3) la phase de suivi (2018-2038). Ce document présente les résultats de la phase de suivi de janvier 2019 à juin 2020.

I. DÉRATISATION DU CAP FRANCIS

La dératisation du Cap Francis a débuté en novembre 2017. Le dernier rapport transmis présentait les résultats de décembre 2017 à novembre 2018. Depuis, la dératisation s'est poursuivie selon le protocole établi (Annexe 1). Il a été observé que la pression des rats est toujours présente même après plusieurs années de dératisation (figure 2). Lorsque les sessions sont espacées de 6 semaines il est systématiquement observé une augmentation de la consommation des raticides. Le rat étant fécond au bout de 6 semaines (citation), cette augmentation s'explique par l'arrivée d'une nouvelle génération à l'âge adulte. Afin d'enrayer l'augmentation de la population il est préférable d'espacer les sessions de dératisation de 4 semaines au maximum. Cela implique un effort humain supplémentaire qui devra être assuré par les agents du Parc national de La Réunion.

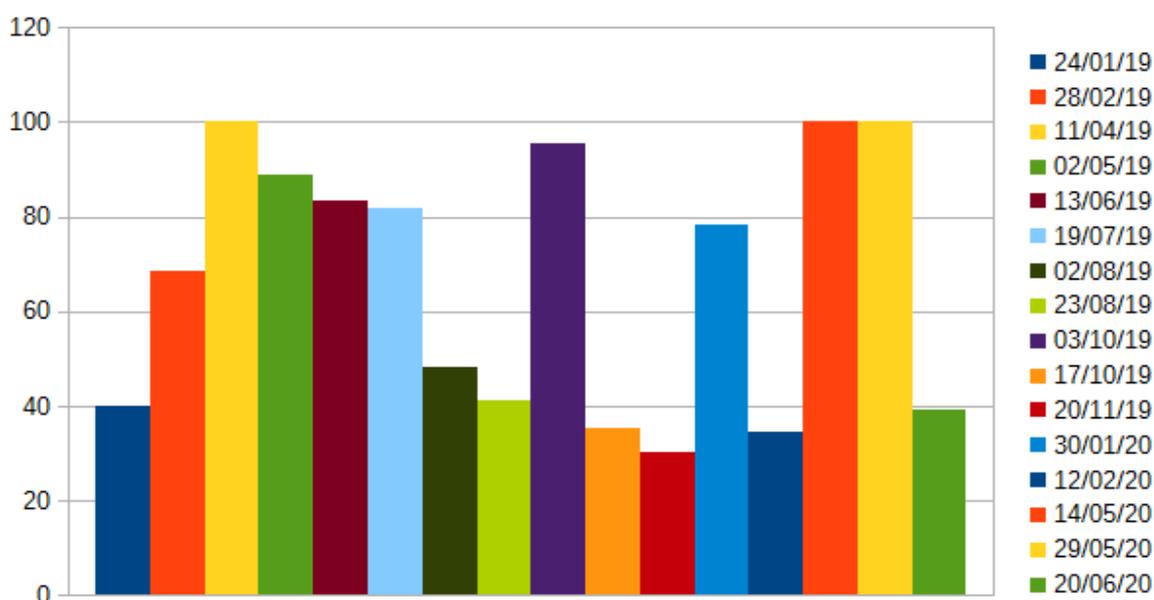


Figure 2 : Consommation de raticide sur le site du cap Francis de janvier 2019 à juin 2020.

II. SUIVI DE LA POPULATION DU GECKO VERT DE BOURBON

Population réintroduite sur le site du Cap Francis

De mai à octobre 2018 une session de suivi de population ouverte a été effectuée. Le protocole est détaillé en Annexe 2. Suite à quoi une session de suivi de population fermée a été effectuée tous les 6 mois, à savoir novembre 2018, avril 2019, novembre 2019, mai 2020 (en raison du confinement la session d'avril 2020 a été décalée à mai 2020). Les résultats de mai 2018 à novembre 2019 sont présentés dans un rapport (Annexe 2) issue d'une coopération entre le Parc national de La Réunion et l'AFB. En plus de l'article cette coopération a permis la formation de la chargée du suivi des travaux écologiques à l'analyses de données en dynamique des populations. Cela permet d'assurer une continuité du suivi une fois la coopération avec l'AFB terminée.

Lors du suivi d'avril 2019 un seul individu a pu être identifié à deux reprises. Un deuxième individu détecté n'a pas pu être identifié car il été hors zone de suivi (Figure 3).



Figure 3 : Individu détecté à plus de 15 m de la zone de suivi

Durant le suivi d'avril 2019, des tests de détections à la longue vue sur les parois du Cap Francis a été effectué. Quatre sessions de 4h d'observation (découpées par des tranches de 3 minutes d'observation et 2 minutes de pause) ont été effectuées. Cette expérience supplémentaire n'a pas permis de détecter d'individu. Ce protocole a donc été abandonné.

Aucun individu n'a été détecté en novembre 2019 lors de la troisième session de suivi de population fermée.

Lors de la dernière session de suivi du projet LIFE+ Forêt Sèche en mai 2020 un individu a été détecté à deux reprises. Ce même individu avait été le seul individu identifié en avril 2019 au même endroit. Cet individu détecté à chaque session interroge sur la possibilité qu'une population se soit installée. De nature grégaire, le *Phelsuma borbonica*, vit en groupe de 2 à 18 individus (Sanchez, 2012) ainsi un individu seul aurait tendance à se déplacer pour retrouver un groupe (rapporté dans Sanchez, 2016). Il est donc probable que d'autres individus

non détectés soient présents sur site. Seule la poursuite des suivis de la population sur le long terme permettra de valider ou réfuter cette hypothèse.

Les derniers résultats des analyses réalisées par le CEFE de Montpellier sur la survie des individus sur les sessions de suivi de population fermée (de novembre 18 à mai 2020) est de 89,4%.

Formation des agents

Trois agents supplémentaires ont été formés à la détection de geckos. Cette formation sur deux jours a abordé l'ensemble des volets du protocole. Le protocole a été présenté en salle puis mis en application sur le terrain. Les agents formés ont pu participer à la session d'avril 2020, c'est d'ailleurs deux d'entre eux qui ont détecté l'individu de la dernière session d'avril 2020.

Interactions faune flore

Afin d'étudier les interactions possibles entre les individus de *Phelsuma borbonica* et la flore du Cap Francis un stage de six mois a été effectué par deux étudiants du master 1 BEST-T. De décembre 2018 à avril 2019 deux stagiaires installent des pièges photographiques devant différentes espèces en fonction de la phénologie de floraison. Huit espèces en fleurs ont été filmées (soit près de 248 heures de vidéo). L'ensemble des données ont été traitées et aucune interaction n'a été observée entre la flore du Cap Francis et la population de geckos présente sur site (Annexe 3).

Population prélevée à la Plaine d'Affouches

Dans le cadre du stage effectué de décembre 2018 à juin 2019, un suivi de la population prélevée à la Plaine d'Affouches a été fait en avril 2019. Il reprend le protocole mis en place en 2016 et 2017 (Bonanno, 2016 ; Bonanno et al., 2017) afin de pouvoir comparer les effectifs de population estimés et connaître l'impact du prélèvement des 50 individus transloqués au Cap Francis. Les résultats ont montré qu'il n'y a eu aucun impact du prélèvement sur la population source (Annexe 3).

III. PERSPECTIVES

Dératisation du Cap Francis

La dératisation sera poursuivie par les agents du Parc national de La Réunion selon le protocole mis en place depuis novembre 2017. La prise en charge de ce protocole devra être assurée par le secteur Nord et le secteur Ouest du Parc national selon le protocole établi.

Suivi de la population réintroduite du gecko vert de Bourbon

Le suivi de la population se poursuivra sur 20 ans (Annexe 3). Durant le projet LIFE+ Forêt Sèche à donner les premières tendances concernant l'installation de la population de geckos sur le Cap Francis. Actuellement 8 agents du Parc national de La Réunion sont formés au suivi du gecko vert de Bourbon. Cette première expérience de suivi inter-secteurs a été une réussite en termes d'organisation. La contrainte de la succession des jours de suivi a été bien respectée et bien assimilée par les responsables des secteurs. Cette première expérience de suivi post translocation au sein du Parc national de La Réunion a permis de tester une nouvelle méthode de suivi des geckos verts de Bourbon qui pourrait être reproduit sur d'autres sites afin de suivre d'autres populations de reptiles indigènes ou exotiques.

Suivi de la population de la Plaine d'Affouches

Plusieurs suivis ont été effectués sur le site de la Plaine d'Affouches de 2016 à 2019. Il existe donc une base de données qui permet d'évaluer des tendances de dynamiques de population sur plusieurs années. La poursuite de ce suivi pourrait être envisagée afin d'approfondir les connaissances sur le *Phelsuma borbonica*. Les

données de détection sont disponibles et recensées sur la plateforme Borbonica. Elles peuvent être accessibles grâce à une demande à l'adresse suivante : <https://framaforms.org/formulaire-de-demande-dacces-aux-donnees-du-sinp-974-1485242721>

RÉFÉRENCE

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.

BONANNO, A., CLEMENCET, J., SANCHEZ, M. 2017. Projet LIFE+ Forêt sèche : Suivi de la tendance démographique de la population de Gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) de la Plaine d'Affouches et mise en place d'une action de gestion. Rapport Nature et Océan Indien.

SANCHEZ, M., 2012 -Le gecko vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica* (Mertens 1966), atlas de répartition, écologie et conservation. Rapport Nature Océan Indien. 65 pp + annexes.

SANCHEZ, M., 2016. Protocole de suivi du gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) dans le cadre du projet Life+ Forêt sèches. Nature Océan Indien

ANNEXE 1



Protocole de dératisation du Cap Francis

La translocation de 50 individus de geckos vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica*, issus d'une population source à la Plaine d'Affouches dans le cadre de la mise en œuvre du LIFE+ Forêt Sèche la translocation est prévue en avril 2018. Suite à des études de comparaison d'habitat (Piteau, 2015) le site du Cap Francis a été choisi retenu pour accueillir la population fondatrice.

Les protocoles de translocation et de suivi ont été présentés et validés par le Conseil Scientifique du Parc national de La Réunion en novembre 2016, le CSRPN et le CNPN en en mars 2017.

Les mesures conduites en mai 2017 sur le site receveur ont montré une forte présence de rats (*Rattus rattus* et *Rattus norvegicus*).

1. Contrôle des rats:

1.1 – Sentiers principal et secondaires

Un sentier principal (Figure 1), faisant tour du site receveur est balisé à l'aide de bloc en bois peints de couleur vive jouxtent immédiatement le sentier. Chaque bloc est visible depuis le précédent. Chaque bloc est numéroté et sa position est enregistré grâce à un GPS.

Neuf postes d'appâtage se trouvent sur le sentier principal, chacun espace d'un rayon de 30m avec le précédent. Afin d'atteindre l'ensemble des zones à traiter, plusieurs sentiers secondaires sont mis en place (Figure 1). Ils sont matérialisés de la même manière que le sentier principal. Néanmoins la couleur des balises est différente. Huit postes d'appâtage sont disposés sur ces sentiers secondaires (Figure 1).



Figure 1: Cartographie de la zone a traitée

Au total 17 postes d'appâtage sont présents sur le site du Cap Francis. Chaque poste contient 4 blocs de 30g d'appât. Cela représente 2kg sur l'ensemble des postes d'appâtage disposées et une surface traitée d'environ 1ha.

Les postes d'appâtage sont des boites blanches en plastique dur sécurisées par une clé. Les postes sont fixés si possible à 50cm du sol afin que les rats arboricoles y aient accès.

Des lancés au lance-pierre se font à 30 et/ou 60m depuis les postes numéro :1,4,5,6,7,8,9,10,12,13,15. Le nombre de lancés ainsi que leur orientation sont renseignés directement sur les postes d'appâtage correspondant. Un appât hydrofuge de 30gr est utilisé par lancée. En tout, 15 lancés à 30 m et 21 lancés à 60m sont effectués ce qui représente 1 kg d'appât qui seront envoyées dans les zones de colonisation potentielle par le rat (Figure 1). Au total, la surface traitée est de 3,8ha. 3,5kg de poison sont déployées et renouvelées en fonction de la consommation.

A la suite de la première intervention, une opération a lieu tous les quinze jours jusqu'à ce que la translocation ait lieu (Figure 2). A chaque passage les blocs des postes d'appatage sont vérifiés.

S'ils sont consommés ou dégradés (humidité, bloc cassé en plusieurs morceaux), ils sont remplacés par des blocs neufs. Le taux de consommation est relevé. A partir du troisième passage les lancés sont faits uniquement à partir des postes où il y a consommation des blocs.

Chaque intervention nécessite deux agents sur une journée. Les agents du secteur Nord, du secteur Ouest et de la cellule LIFE+ Forêt Sèche sont mobilisés.

| | Dec. 2017 | Jan. 2018 | Fév. 2018 | Mars. 2018 | Avril. 2018 |
|-------------------------|-----------|-----------|-----------|------------|-------------|
| 1 ^{er} passage | 04/12/17 | | | | |
| 2 ^e passage | 18/12/17 | | | | |
| 3 ^e passage | | 08/01/18 | | | |
| 4 ^e passage | | 29/01/18 | | | |
| 5 ^e passage | | | 19/02/18 | | |
| 6 ^e passage | | | | 12/03/18 | |
| 7 ^e passage | | | | 26/03/18 | |
| 8 ^e passage | | | | | 09/04/18 |

Figure 2: calendrier prévisionnel des interventions de dératisation sur le site du Cap Francis

1.1 - Fréquence des passages après translocation

A partir de mai 2018, un passage tous les 15 jours est préconisés. Le démarrage de cette phase a lieu 15 jours après la translocation afin de ne pas perturber la population fondatrice installée sur le site.

Si chaque poste est consommée à moins de 30%, l'intervalle pour le passage suivant est augmentée de 15 jours (Figure 3). En aucun cas, cet intervalle n'excédera 2 mois consécutifs. Cette action se déroule de mai 2018 à septembre 2020. A chaque passage les blocs des postes d'appâtage sont vérifiés. S'ils sont consommés ou dégradés (moisissure due à l'humidité, bloc cassé en plusieurs morceaux), ils sont remplacés par des blocs neufs. Le taux de consommation est relevé. Les lancés sont faits uniquement à partir des postes où il y a

a) consommation toujours inférieure à 30 %



b) consommation variable

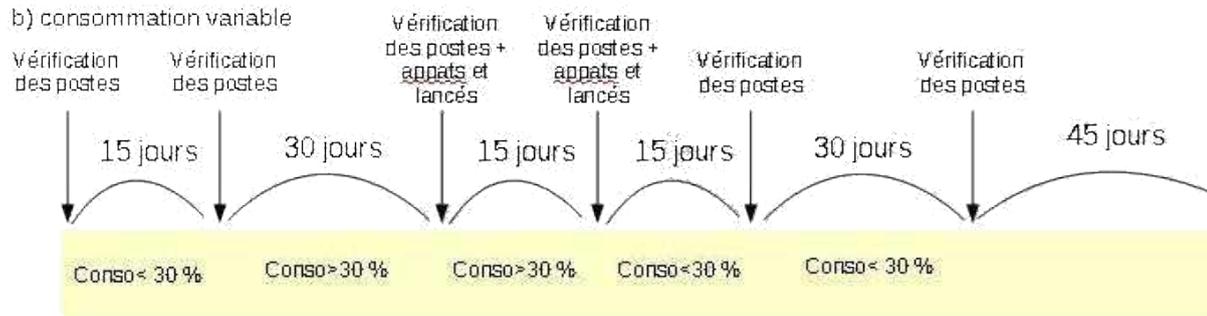


Figure 2: Exemple des fréquences de passages en fonction de la consommation des appâts par les rats. a) si consommation toujours inférieure à 30%; b) si consommation variable.

consommation des blocs. Chaque intervention nécessite deux agents sur une journée. Les agents du secteur Nord, du secteur Ouest et de la cellule LIFE+ Forêt Sèche sont mobilisés.

1.2 – Précautions d'emploi

L'opération doit être encadrée par une personne disposant du Certibiocide. Les équipements de protection individuelle sont obligatoires (gants, lunettes, masque). Toutes personnes participant à l'opération doivent, au préalable, avoir pris connaissance de la fiche technique définissant les précautions d'utilisation des appâts.

Les étiquettes réglementaires biocides sont affichées sur chaque poste d'appâtage et une affiche mentionnant la présence de produits toxiques est affichée à l'entrée du site.

1.3 – Matériel nécessaire

Appâts, postes d'appâtage, lance-pierres, serflex, bloc de bois, peinture (2 couleurs), GPS, sardines, gants, lunettes, masques, fiche technique appât, affiche pour l'entrée du site.

ANNEXE 2

Suivi démographique d'une population
de Gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*)
suite à une translocation pour recoloniser un es-
pace 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 SALAMOLA (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 JAILLLOUX, 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 se délectant du nectar de fleur © Jean-François Bègue



Phelsuma borbonica ©Stéphane Michel

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : Régional Couver-

ture 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) Echantillonnage 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.

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, reimplantations 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 guimbeaui*, 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 luttes 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) Prédiction 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).

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.

II) 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.

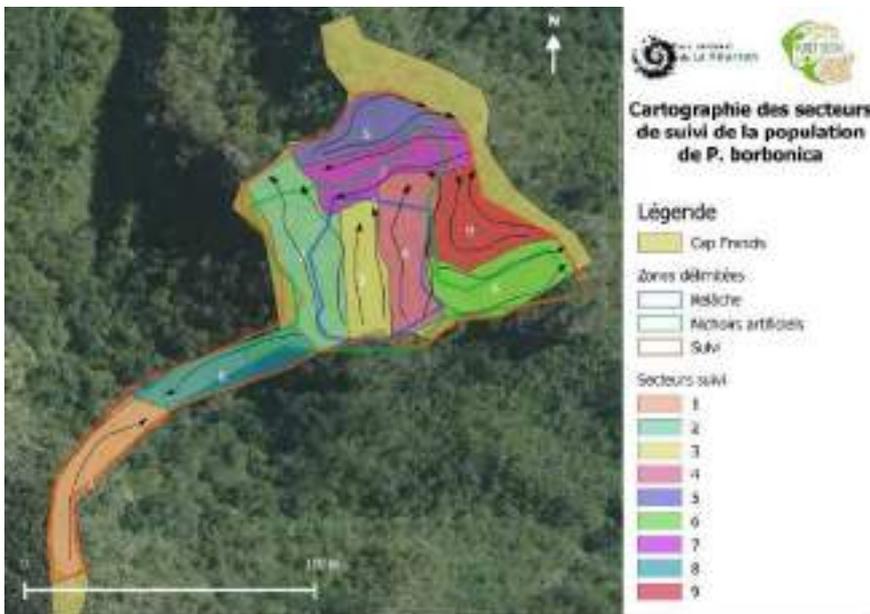


Figure 5 : Représentation des différents secteurs définis sur le site d'étude, et sens du parcours proposé pour les observateurs. Source : Parc national de La Réunion

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-Joly-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.

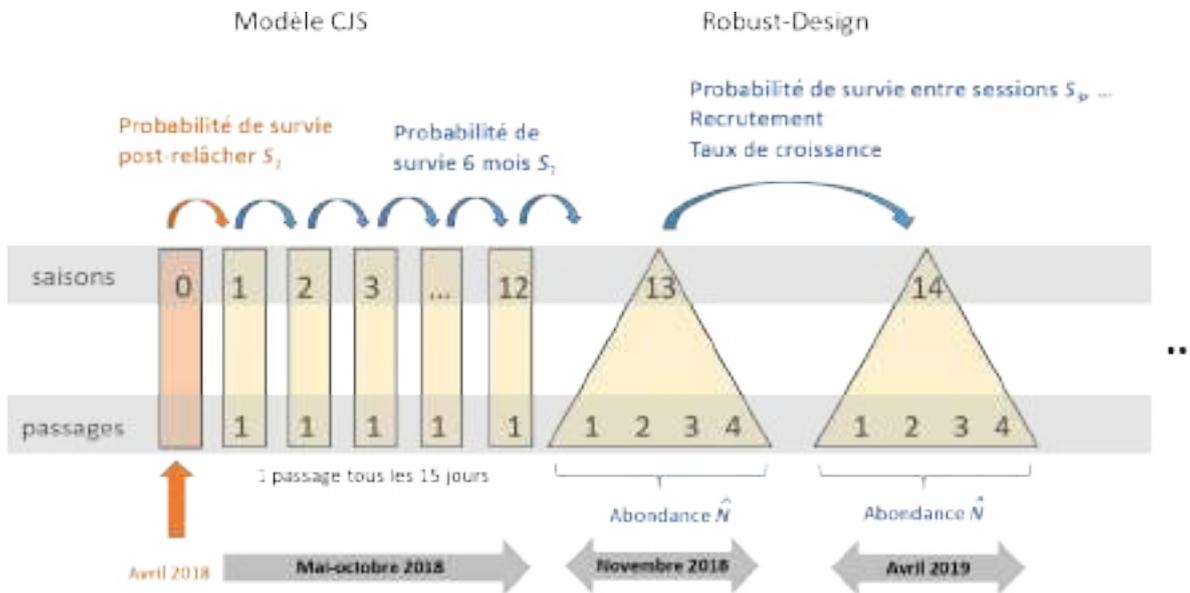


Figure 6 : Stratégie d'échantillonnage temporel retenue pour estimer les différents paramètres démographiques de la population de *Phelsuma borbonica* transloquée. Source : CEFE.

1) 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 relâcher. 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 |

a) 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.

a) 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). Alternative-ment, 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).

a) 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.

b) 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.

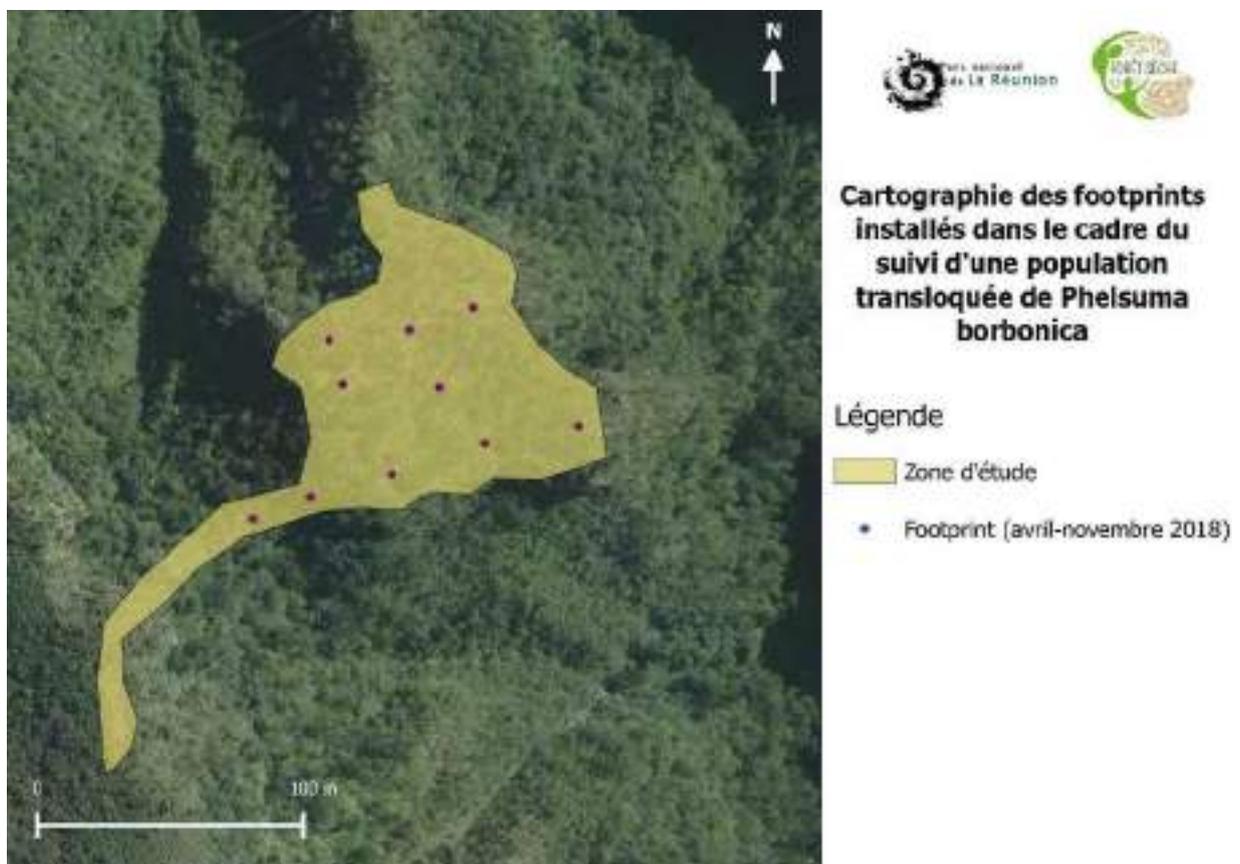


Figure 7 : Emplacement des pièges à empreintes (footprints) pour contrôler l'emprise de présence de la population de *Phelsuma borbonica* sur la zone d'étude d'avril à novembre 2018. Source : Parc national de La Réunion.

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.

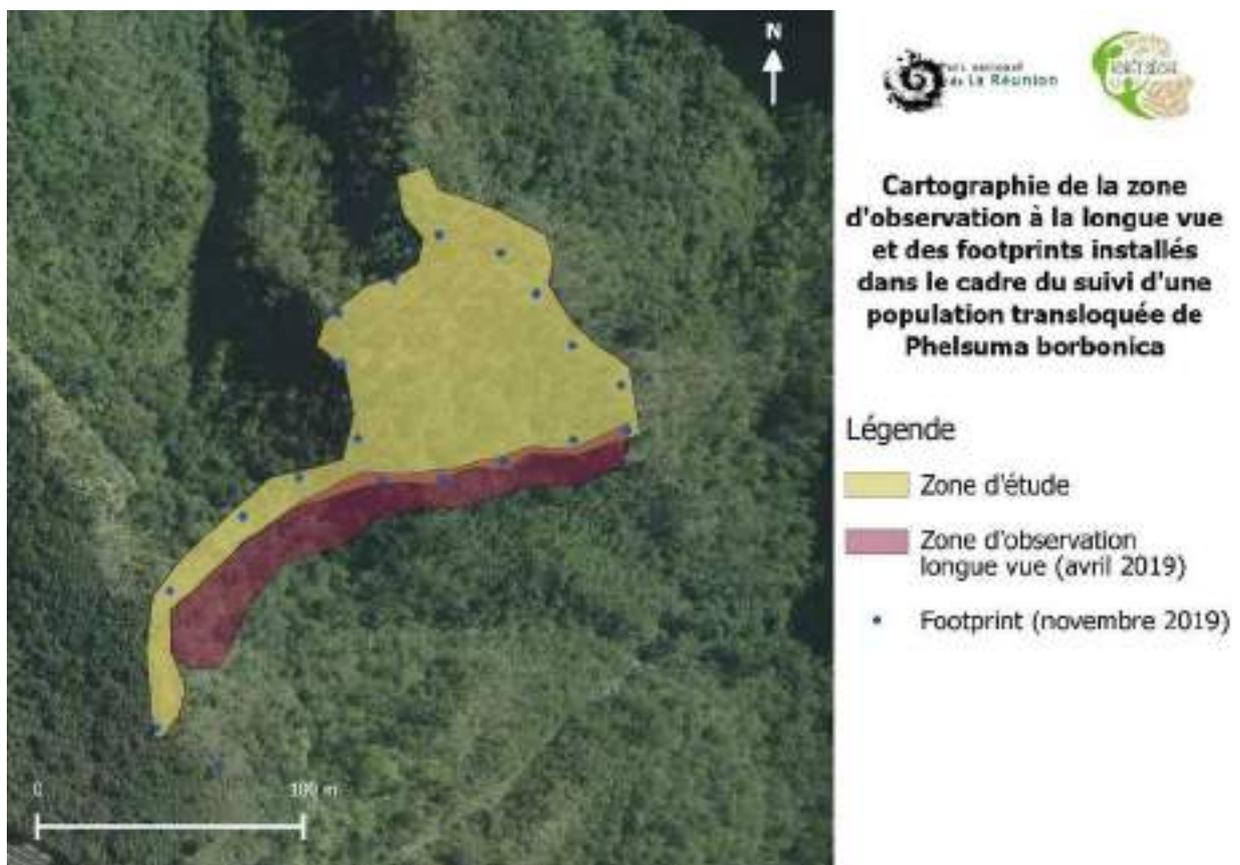


Figure 8 : Emplacement des pièges à empreintes (footprints) déployés à partir de 2019 afin de contrôler la présence d'individus de *Phelsuma borbonica* en marge de la zone d'étude et emprise de la zone contrôlée à la longue-vue pour détecter des individus occupant les falaises exposées au sud-Est. Source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

1) 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-paramétrer 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)).

1) 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 ($S_1 \cdot S_2$), 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.

II) 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).

1) 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? *Herpetol.* 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.L.I., 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 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)/ Prés 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 | | | | |

ANNEXE 3

Mémoire de stage de M1

**Suivi post-translocation d'une population du gecko vert de Bourbon,
Phelsuma borbonica (Mertens, 1966) (Sauria : Gekkonidae) : étude des interac-
tions avec la flore indigène sur le site de réintroduction et étude d'impact du
prélèvement sur la population source.**



Sylvain HUREAU & Xavier PORCEL

Master 1 Biodiversité des EcoSystèmes Tropicaux Terrestres (BEST-T)
Université de La Réunion
Années 2018-2019

Organisme d'accueil :

Parc national de La Réunion (programme LIFE+ Forêt Sèche)

Maîtres de Stage :

Pascal Truong (Parc national de La Réunion)
Anouk Piteau (Parc national de La Réunion)

Encadrants pédagogiques :

Thierry Paillet (UMR-PVBMT)
Olivier Flores (UMR-PVBMT)



Remerciements

Nous tenons tout d'abord à remercier le Parc national de La Réunion et Pascal Truong de la cellule Life+ Forêt sèche pour la confiance qu'ils nous ont accordée. Ce stage nous a permis de développer aussi bien nos connaissances dans le domaine de la restauration que des compétences de terrain.

Nous tenons à remercier chaleureusement Anouk Piteau pour son aide précieuse et sa gentillesse tout au long de ce stage. Merci pour les nombreuses heures que tu nous as consacrées et pour ton inébranlable PATIENCE. Merci pour tes nombreuses corrections et tes conseils sans lesquels ce rapport ne serait pas le même. Merci de nous avoir fait confiance et pour l'autonomie que tu nous as laissée. Ce stage nous a permis de découvrir le monde professionnel et d'apprendre à réaliser une étude de la phase de terrain à la phase de rédaction. Nous espérons sincèrement avoir été à la hauteur de tes exigences.

Nos remerciements vont aussi à Olivier Flores pour nous avoir accordé de son temps et nous avoir entraînés dans le monde mystérieux mais FABULEUX des statistiques. Vos conseils ont été précieux pour l'analyse de nos résultats.

Merci aux geckos verts de Bourbon, sans qui cette étude n'aurait pas pu avoir lieu. Votre curiosité à la Plaine d'Affouches a réussi à nous faire oublier votre discrétion au Cap Francis. Merci aussi de faire des bébés si mignons.

Plein de remerciements aussi à Michel Arboireau, responsable des sports de nature de l'Université pour nous avoir permis de nous changer les idées pendant quelques heures d'évasion. Ton engagement et ton investissement sont une source d'inspiration.

Enfin, nous ne pouvons pas terminer sans remercier nos compagnons de galère : Louis Maigné (qui doit actuellement s'arracher ses derniers cheveux), Mélissa Piana (qui doit actuellement chercher sa voix), Lucie Gauchet (qui doit actuellement rêver d'Europa et des pailles-en-queue en treillis) et Géraldine Angebault (qui doit être actuellement en train de réfléchir sur la taille et la police de son titre à deux heures du rendu final). Vous avez certes vidé notre frigo pendant 3 mois mais sans vous, cette année n'aurait pas été aussi merveilleuse et drôle.

Acronymes

| | |
|--------------------|---|
| AIC : | Critère d'Information d'Akaïké |
| BEST-T : | Biologie des EcoSystèmes Tropicaux Terrestres |
| BIC : | Critère d'Information Bayésien |
| CMR : | Capture – Marquage – Recapture |
| COREXERUN : | Conservation, REstauration et reconstitution des habitats semi-XErophile du massif de La Montagne sur l'île de La RéUNION |
| DEAL : | Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement |
| GPS : | Global Positioning System |
| HD : | Haute Définition |
| MNHN : | Muséum National d'Histoire Naturelle |
| NOI : | Nature Océan Indien |
| ONF : | Office National des Forêts |
| PVC : | PolyVinyl Chloride |
| SER : | Société pour la Restauration Ecologique |
| UICN : | Union International pour la Conservation de la Nature |
| UMR-PVBMT | Unité Mixte de Recherche – Peuplements Végétaux et Bioagresseurs en Milieu Tropical |

⌚ Résumé

Dans le cadre du projet LIFE+ Forêt sèche du Parc national de La Réunion, une translocation de 50 geckos verts de Bourbon, *Phelsuma borbonica* (Mertens, 1966) a été réalisée en avril 2018. Ce travail s'intéresse premièrement aux interactions entre les individus transloqués et la flore indigène du site receveur *via* la pose de caméras de type « pièges photographiques ». De plus, l'effectif de la population source a été estimé par la méthode de Capture-Marquage-Recapture afin de s'assurer que le prélèvement n'a pas eu d'impact sur celle-ci. Le faible effectif de geckos sur le site de relâche n'a pas permis d'observer d'interaction entre *P. borbonica* et les fleurs/fruits des sept espèces végétales indigènes suivies. Cependant, une interaction commensale a pu être observée avec la sève d'un bois rouge, *Cassine orientalis* Kuntze. Trois des espèces végétales suivies : *Foetidia mauritiana* Lam., *Eugenia buxifolia* Lam. et *Mimusops balata* C.F.Gaertn semblent être pollinisées principalement par des oiseaux, notamment du genre *Zosterops*. La comparaison de l'effectif des populations en 2016 et 2019 ne montre pas de différences significatives. Il en est de même pour le sexe ratio ($X^2 = 0.78$, $ddl = 2$, $p\text{-value} = 0.68$) et la répartition des classes d'âge ($X^2 = 1.78$, $ddl = 2$, $p\text{-value} = 0.41$) entre 2016, 2017 et 2019. Cette étude est la première qui permet d'apporter des éléments de réponses sur le comportement post-translocation et l'impact du prélèvement de *P. borbonica*.

⌚ **Mots-clés** : *Phelsuma borbonica*, forêt sèche, translocation, restauration, pollinisation, dispersion, capture-marquage-recapture.

🕒 Abstract

As part of the project LIFE + Forêt sèche of the Parc national de La Réunion, a translocation of 50 geckos verts de Bourbon, *Phelsuma borbonica* (Mertens, 1966) was carried out in April 2018. This work focuses on the interactions between translocated individuals and the recipient site's native flora, *via* camera-traps. In addition, the population source's size has been estimated by the capture-mark-recapture method, to ensure that the sampling did not have any impact on it. The low number of geckos on the release site did not permit to observe any interaction between *P. borbonica* and the flowers or fruits of the seventh vegetal species studied. However, a commensal interaction with the *Cassine orientalis*' sap has been observed. Three of the vegetal species monitored, *Foetidia mauritiana* Lam., *Eugenia buxifolia* Lam. and *Mimusops balata* C.F.Gaertn seem to be principally pollinated by birds, especially of the genus *Zosterops*. The comparison of the population size in 2016 and 2019 is not significant, likewise for the sex-ratio ($X^2 = 0.78$, $ddl = 2$, $p\text{-value} = 0.68$) and the age groups ($X^2 = 1.78$, $ddl = 2$, $p\text{-value} = 0.41$) between 2016, 2017 and 2019. This survey is the first to provide answers about the post-translocation behavior and the impact of *P. borbonica* sampling.

- **Keywords** : *Phelsuma borbonica*, dry forest, translocation, restoration, pollination, dispersal, capture-mark-recapture.

Avant propos

Ce mémoire de stage a été réalisé au sein de la cellule LIFE+ Forêt sèche du Parc national de La Réunion. Il fait suite à la translocation de 50 geckos verts de Bourbon, *Phelsuma borbonica* (Mertens, 1966) par le Parc national de La Réunion.

Les autorisations préfectorales de prélèvement et de relâche ont été délivrées par la DEAL après validation du Conseil Scientifique du Parc national de La Réunion, du CSRPN et du CNPN. Ces autorisations impliquent la mise en place d'actions préparatoires et de suivi. En amont de la translocation, une dératisation et une lutte contre les espèces exotiques envahissantes ont été menées sur le site receveur. En aval, un suivi sur 20 ans de la population transloquée a été acté ainsi qu'une étude de l'impact du prélèvement sur la population source. Ces directives sont conseillées dans le protocole de translocation de l'UICN (UICN 2013).

De plus, le Parc national de La Réunion, en coopération avec l'Europe, a décidé d'effectuer un suivi des interactions entre *P. borbonica* et la flore indigène du site receveur. Ceci permettra d'apporter des connaissances nouvelles sur l'écologie de ce gecko endémique de l'île de La Réunion et d'identifier si *P. borbonica* est un bon outil pour une translocation et la restauration écologique.

Ce travail tentera d'apporter des éléments de réponse aux deux questions suivantes :

- **Existe-t-il des interactions entre le gecko vert de Bourbon (*P. borbonica*) et les espèces végétales indigènes au sein d'une forêt sèche de La Réunion (Cap Francis) après translocation et de quelles natures sont ces interactions (pollinisation, dispersion) ?**
- **Cette translocation a-t-elle eu un impact sur l'effectif de la population source ?**

Table des matières

| | |
|---|---|
| I..... | Les interactions mutualistes de pollinisation et de dispersion en milieux insulaires. .1 |
| II..... | Les forêts sèches de l'île de La Réunion.....2 |
| a) Caractéristiques et répartition..... | 2 |
| b) Composantes faunistique et floristique..... | 3 |
| III. Les projets de restauration de la forêt sèche à La Réunion..... | 4 |
| a) Le principe de la restauration écologique..... | 4 |
| b) Le projet LIFE+ COREXERUN..... | 5 |
| c) L'intérêt de la translocation dans la restauration des interactions de pollinisation et de dispersion..... | 5 |
| d) Le projet LIFE+ Forêt Sèche..... | 6 |
| IV. Matériel et méthodes..... | 7 |
| a) <i>Phelsuma borbonica</i> | 7 |
| b)..... | Études des interactions entre <i>P. borbonica</i> et les végétaux indigènes de la forêt sèche par la méthode de caméra-trapping 9 |
| i. | Site d'étude.....9 |
| ii. | Méthodologie.....9 |
| iii. | Analyses.....10 |
| c) Suivi de l'effectif de la population par la méthode CMR..... | 11 |
| i. | Site d'étude.....11 |
| ii. | Méthodologie.....12 |
| iii. | Analyses.....12 |
| V. Résultats..... | 14 |
| a)..... | Études des interactions entre <i>P. borbonica</i> et les végétaux indigènes de la forêt sèche par la méthode de caméra-trapping. 14 |
| b) Suivi de l'effectif de la population par la méthode CMR..... | 15 |
| VI. Discussions..... | 16 |
| a)..... | Études des interactions entre <i>P. borbonica</i> et les végétaux indigènes de la forêt sèche par la méthode de caméra-trapping. 16 |
| b) Suivi de l'effectif de la population par la méthode CMR..... | 18 |
| VII. Conclusion..... | 19 |

Table des figures

Figure 1: *Geckos du genre Phelsuma se nourrissant du nectar de fleurs. (a) Phelsuma borbonica se nourrissant du nectar de Geniostoma borbonicum. Photo de Stéphane Michel ; (b) Phelsuma borbonica transportant du pollen de Trochetia granulata. Photo de D. Caron.*

Figure 2: *Cartographie de la zone Sud-Ouest de l'Océan Indien indiquant la localisation de l'île de La Réunion (Flèche rouge) (Google Map).*

Figure 3: *Les différents types d'habitats de l'île de La Réunion. (a) étendue originelle (b) étendue en 2005. (Strasberg et al. 2005).*

Figure 4: *Cartographie représentant les zones restaurées dans le cadre du projet LIFE+ COREXERUN et les zones à restaurer dans le cadre du projet LIFE+ Forêt Sèche.*

Figure 5: *Carte de répartition de P. borbonica, sur maillage kilométrique. Carrés grisés foncés : données postérieures à l'année 2000 ; Carrés grisés clairs : données antérieures à 2001 ; carré blanc : anciennes pontes et traces de pontes de Phelsuma sp. (Sanchez, 2012).*

Figure 6: *Deux photos d'un individu de P. borbonica prises à des occasions de captures différentes lors d'une CMR montrant les motifs uniques (carré rouge) permettant de reconnaître un individu.*

Figure 7: *Dimorphisme sexuel mâle de P. borbonica a Vu global du cloaque b zoom sur le cercle d'écailles proéminentes c zoom sur les ergots (Sanchez 2012).*

Figure 8: *Cartographie du Cap Francis où les 50 individus de P. borbonica ont été relâchés (LIFE+ Forêt Sèche).*

Figure 9: *Mise en place d'une caméra-trap sur E. buxifolia.*

Figure 10: *Cartographies représentant a la plaine D'Affouches à La Réunion, b les trois transects effectués par Bonnano (2016) et c le transect suivi dans cette étude et ses 3 parties D1, D2 et D3.*

Figure 11: *Exemple d'un P. borbonica mâle présentant les écailles proéminentes caractéristiques des individus mâles.*

Figure 12: *Phénologie observée.*

Figure 13: *Cartographie représentant l'emplacement des 87 caméras posées et les espèces végétales associées à ces poses. (Les numéros correspondent au numéro de la sortie).*

Figure 14: *Cartographie représentant la situation géographique des deux détections de P. borbonica.*

Figure 15: *Interactions entre P. borbonica et a les caméras-trap b la résine d'un bois de prune (C. orientalis) (LIFE+ Forêt sèche ; Hureau & Porcel).*

Figure 16: *Représentation qualitative du réseau d'interaction entre la faune vertébrée du Cap Francis et les végétaux indigènes étudiés.*

Figure 17: *Exemple de deux visites de a M. balata par Z. olivaceus (cercle jaune) et Z. borbonica (cercle rouge) et b F. mauritiana par Z. olivaceus (LIFE+ Forêt sèche ; Hureau & Porcel).*

Figure 18: *Pourcentage de fleurs et de fruits (R. baccifera) visités par des vertébrés pour les 4 espèces ayant été observées en interaction.*

Figure 19: *Les estimations d'effectif obtenues pour les différents modèles avec la matrice de 2017. Les modèles entourés sont ceux ayant reçu un message d'erreur (rectangle rouge).*

Figure 20: *Graphiques mettant en évidence la présence d'une différence de temporalité (le nombre d'individus vus par transect) en a 2016 et b 2019.*

Figure 21: *Histogrammes mettant en évidence l'hétérogénéité individuelle en a 2016 et b 2019.*

Figure 22: *Estimation du nombre d'individus matures dans la population du transect D pour les étés 2016 et 2019. Les barres d'erreurs représentent les intervalles de confiance 95%.*

Figure 23: *Cartes de chaleurs représentant la densité de geckos observée.*

Figure 24: *Comparaison graphique du sexe ratio entre 2016, 2017 et 2019.*

Figure 25: *Comparaison graphique de la proportion d'adulte et d'immature entre 2016, 2017 et 2019.*

I. Les interactions mutualistes de pollinisation et de dispersion en milieux insulaires

Parmi les relations mutualistes plantes/animaux, les relations de pollinisation et de dispersion sont celles qui permettent la résilience des milieux naturels. Ces relations sont essentielles pour le maintien des flux génétiques entre les populations végétales. Ce sont, en grand partie, les flux aléatoires des graines et du pollen qui expliquent la variabilité génétique rencontrée dans les populations naturelles (Ennos, 1994 ; Petit et al., 2005).

L'évolution des traits floraux et fruitiers est généralement liée aux systèmes de pollinisation et de dispersion (Machado et Lopes, 2004). Chez certaines espèces dites « généralistes », la pollinisation et la dispersion des graines sont réalisées par différents organismes (Lord, 1991). Cependant, de nombreuses espèces ont développé des relations étroites avec leur pollinisateur et/ou leur disperseur. Ceci est particulièrement vrai dans les îles où la spécialisation de ces interactions est plus importante comparée à celle des milieux continentaux (Olesen et Jordano, 2002).

Cette spécialisation pourrait être due au fait que les végétaux qui arrivent sur un milieu insulaire sont confrontés à une diversité faunistique moindre que sur un milieu continental (MacArthur et Wilson, 1967). Les îles possèdent aussi une diversité faible en arthropodes (Valido et Olesen, 2019). Les végétaux des milieux insulaires sont pollinisés et dispersés de façon plus importante par les reptiles que ceux des milieux continentaux (Valido et Olesen, 2019).

De nombreuses observations ont été effectuées en termes de pollinisation et de dissémination par des lézards : 37 espèces pollinisatrices (2 espèces continentales et 35 insulaires) (Olesen et Valido, 2003) et 407 espèces disséminatrices ont été recensées. Parmi celles-ci, 57,9% sont présentes sur des îles et 37,6% sur des milieux continentaux alors que 64,6% des espèces de lézards du monde vivent sur le continent (Valido et Olesen, 2019). Une étude semblable, réalisée sur des populations d'*Anolis spp.* (Daudin, 1802) a montré des résultats similaires. Quarante-vingt-dix pour cent des espèces qui présentent un régime frugivore sont présents sur les îles contre 10% seulement sur le continent (Herrel et al., 2004). Certaines fois, les relations plantes-reptiles peuvent être très étroites. Au Brésil, le passage des graines de *Melocactus violaceus* Pfeiff. par le transit intestinal de *Tropidurus torquatus* (Wied-Neuwied, 1820) permet un taux de germination de 30% alors

qu'aucune germination n'a été observée sur 4 témoins. De plus, certaines espèces végétales ne sont dispersées que par une seule espèce de reptile (Calviño – Cancela et al., 2012).

En ce qui concerne la pollinisation, peu d'études ont été faites sur l'efficacité des reptiles même si une étude sur l'île de Cabrera, en Espagne, a prouvé que la présence du lézard *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874) permettait une meilleure fructification et une meilleure production de graines chez l'euphorbe arborescente (*Euphorbia dendroïdes* L.) (Traveset et Sáez, 1997).

Dans l'Océan Indien, de nombreuses espèces de geckos du genre *Phelsuma* (Gray, 1825) ont été observées sur des fleurs dont ils se nourrissent du nectar ou du pollen (**Figure 1a ; Annexe 1 : Tableau 1**). Sur l'île Maurice, l'interaction entre des plantes du genre *Trochetia* DC. et certains *Phelsuma* a permis, par sélection, l'apparition d'un nectar coloré (Hansen et al., 2006). A La Réunion, un individu de *P. borbonica* a également été observé transportant du pollen de *Trochetia granulata* Cordem. (**Figure 1b**) (Le Péchon et al., 2013).

II. Les forêts sèches de l'île de La Réunion

a) Caractéristiques et répartition

L'île de La Réunion est un département français d'outre-mer situé dans le sud-ouest de l'Océan Indien, à l'est de Madagascar (**Figure 2**). La plupart des milieux naturels y sont dégradés. On estime, en prenant en compte l'ensemble des milieux naturels, que seulement un tiers des habitats est resté « intact à peu dégradé » (**Figure 3**). Cinquante pour cent de l'île ont été transformés par les cultures et l'urbanisation. Cela concerne principalement les milieux de basse altitude tels que la forêt humide de basse altitude, la savane et la forêt sèche qui sont généralement déforestés dès le début des colonisations. Les milieux les mieux préservés sont ceux d'altitude où le relief escarpé de l'île les rend difficiles d'accès (Strasberg et al., 2005). Cependant, ces derniers sont régulièrement soumis aux incendies lors des périodes de sécheresse.

Les forêts sèches se situent sur la côte nord, ouest et sud. Dans ce type d'habitat, la pluviométrie annuelle moyenne est inférieure à 1600 mm et la température moyenne annuelle est comprise entre 18°C et 25 °C. Elles possèdent une saison sèche marquée d'août à octobre (Sarrailh et al., 2008). C'est durant cette saison que les arbres anémochores fructifient. Au retour des précipitations, les

Tableau 1: Espèces aviaires présentes en forêt sèche de l'île de La Réunion (LIFE+ Forêt Sèche).

| Nom vernaculaire | Nom latin | Statut UICN |
|-------------------------|--|--------------------|
| Zoizo vert | <i>Zosterops olivaceus</i> L., 1766 | LC |
| Zoizo blanc | <i>Zosterops borbonicus</i> Forster, 1781 | LC |
| Papangue | <i>Circus maillardi</i> Verreaux, 1862 | EN |
| Merle pays | <i>Hypsipetes borbonicus</i> Forster, 1781 | LC |
| Zoizo la vierge | <i>Terpsiphone bourbonensis</i> Müller, 1776 | LC |
| Salangane | <i>Aerodramus francicus</i> Gmelin, 1789 | VU |
| Tect-tect | <i>Saxicola tectes</i> Gmelin, 1789 | LC |

arbres zoochores fructifient, c'est à ce moment que les ressources alimentaires sont les plus importantes pour la faune (Janzen, 1988 ; Hayden, 2009).

C'est un des habitats les plus dégradés de La Réunion dont il ne subsiste plus que 1% de la surface originelle (Strasberg et al., 2005). Ceci est dû à la déforestation pour l'urbanisation, l'agriculture et le pâturage. En plus d'une perte drastique de sa surface, la forêt sèche de La Réunion est très fragmentée, sans connexion entre les différentes parcelles. Au sein de ces reliques, la principale menace est la présence d'espèces exotiques envahissantes. Leur implantation et leur maintien temporel sont exacerbés par le contexte insulaire. Ces plantes exotiques envahissantes réduisent la résilience des milieux en entrant en compétition directe avec les espèces indigènes et en provoquant une homogénéisation des milieux (Olden et al., 2006). Cependant, les forêts sèches semblent mieux résister à l'invasion par les plantes exotiques que les forêts humides. La principale modification est un changement dans la composition spécifique des successions secondaires, où coexistent plantes indigènes et plantes exotiques (Barbé et al., 2015).

Les pressions anciennes et actuelles ont conduit à la raréfaction de nombreuses espèces indigènes. Quatorze espèces végétales de la forêt sèche sont classées en danger critique d'extinction par l'UICN (UICN France et MNHN, 2010a) à La Réunion (**Annexe 2 : Tableau 2**).

b) Composantes faunistique et floristique

Le nombre d'espèces végétales ligneuses peuplant ce milieu diffère selon les études. Ce nombre varie entre 30 et 69 espèces pour les espèces endémiques et entre 22 et 30 pour les espèces exotiques (Strasberg et al., 2005 ; Sarrailh, 2008). Cette différence peut s'expliquer par le fait que certaines espèces, plus adaptées aux milieux hygrophiles, peuvent s'installer en milieux xérophiiles grâce à la présence de microclimat plus humide (LIFE + COREXERUN, 2014a). La liste des espèces végétales de la forêt sèche de la Réunion est présente en annexe (**Annexe 2 : Tableau 2**).

On compte sept espèces d'oiseaux indigènes dont deux sont classées « en danger » et « vulnérable » (**Tableau 1**) (UICN France et MNHN, 2010b). Au niveau des arthropodes, on peut citer une espèce de Lépidoptère : la Salamide d'augustine (*Salamis augustina* Boisduval, 1833). Cette espèce illustre l'impact de la perte d'une espèce végétale sur une population animale. Ce papillon a développé une relation spécifique avec le Bois d'ortie (*Obetia ficifolia* Savigny, 1798)

dont il se nourrit exclusivement des feuilles. Il est classé « en danger critique d'extinction » selon l'UICN et a été pendant longtemps considéré comme éteint à La Réunion tant l'effectif de sa population était faible. Cette raréfaction de *S. augustina* est due à la baisse des effectifs de bois d'ortie dans les milieux naturels (Duret et al., 2004).

Certaines espèces végétales de la forêt sèche ont totalement perdu leurs disperseurs, éteints aujourd'hui. On peut citer le grand scinque (*Leiolopisma borbonica* nov. sp.) qui vivait sur les zones côtières et dans les forêts sèches de l'Ouest et qui aurait participé à la dissémination des graines de vacoa (*Pandanus spp.*) et du latanier rouge (*Latania lontaroides* (Gaertner) H.E. Moore) (Probst, 1998). La tortue *Cylindraspis indica* (Schneider, 1783), éteinte aussi (Thébaud et al., 2009), devait sans doute participer à la dissémination de fruits issus d'arbres indigènes, notamment le Bois puant (*Foetidia mauritiana*, Lam., 1788) dont les graines, très dures, germent difficilement.

Les interactions faune / flore sont donc très importantes pour les deux composantes. La perte d'une essence végétale peut par exemple mener à la disparition d'un papillon et la disparition d'un animal peut entraîner des problèmes de régénération au sein des forêts (Duret, 2004 ; Kaiser- Bunbury et al., 2010). Il est donc important de trouver des solutions pour restructurer les écosystèmes en intégrant toutes ses composantes.

I. Les projets de restauration de la forêt sèche à La Réunion

a) Le principe de la restauration écologique

La restauration est définie comme « le processus destiné à faciliter la restauration d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004). Les projets de restauration ont généralement pour but l'élimination des espèces exotiques envahissantes et la replantation d'espèces indigènes. Les espèces exotiques homogénéisent généralement les milieux qu'ils colonisent et simplifient les communautés de plantes et de disperseurs (Heleno et al., 2012). La restauration permettrait même d'augmenter la richesse des espèces pollinisatrices et d'améliorer l'efficacité et la fréquence de pollinisation des plantes indigènes (Kaiser-Bunbury et al., 2017). A La Réunion, des programmes de sauvegarde ont été développés pour permettre de régénérer la forêt sèche grâce à des programmes de plantation et de translocation de *P. borbonica*.

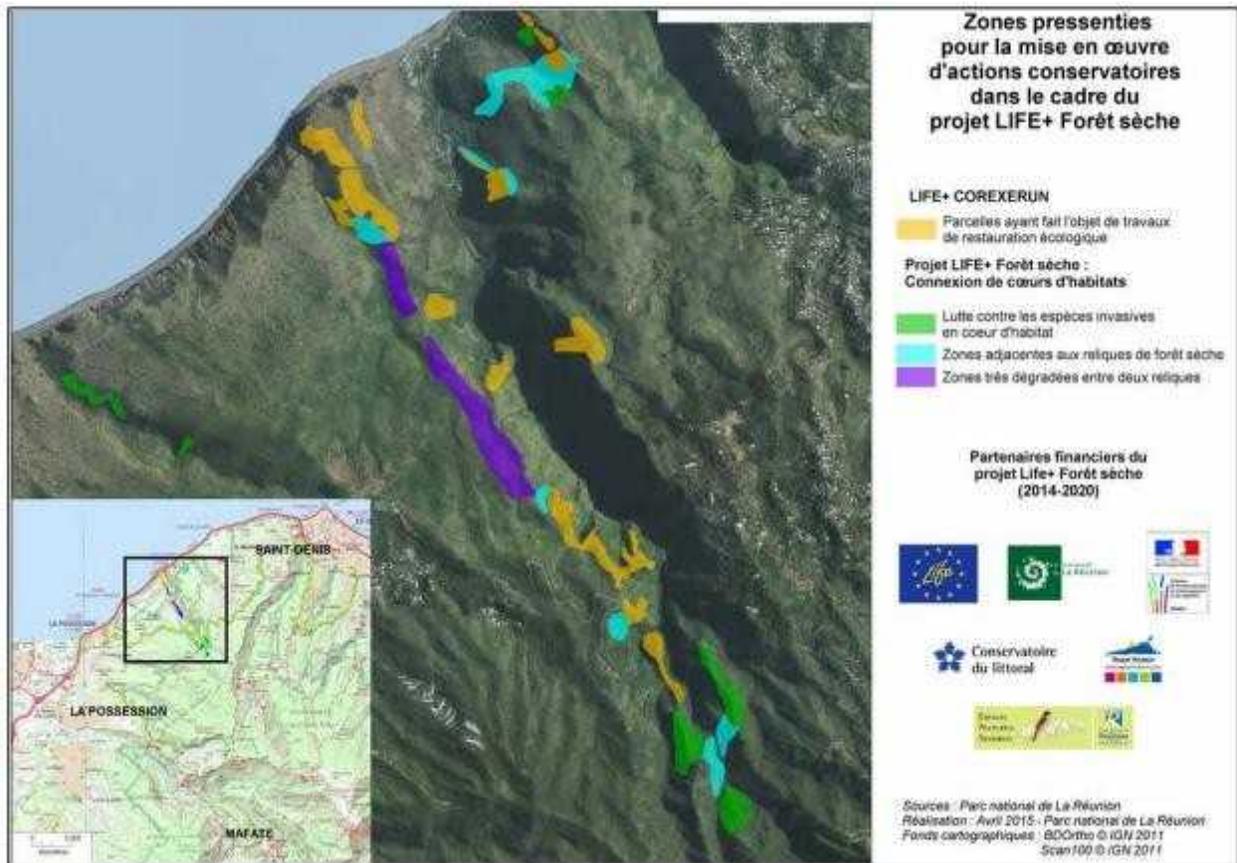


Figure 4: Cartographie représentant les zones restaurées dans le cadre du projet LIFE+ COREXERUN et les zones à restaurer dans le cadre du projet LIFE+ Forêt Sèche.

b) Le projet LIFE+ COREXERUN

Le projet COREXERUN a débuté en janvier 2009 et s'est achevé officiellement en décembre 2013. Il a été financé par (i) la commission européenne (ii) le département (iii) la région, (iv) la DEAL. L'objectif principal était de reconstituer, à la Grande Chaloupe (**Figure 4**), des écosystèmes de forêt sèche écologiquement viables et de mener à bien des actions de communication et de sensibilisation des réunionnais à ce milieu (LIFE+ COREXERUN, 2008a).

Cent mille plants de 48 espèces différentes (dont 14 espèces végétales protégées) (LIFE+ COREXERUN, 2008b) ont pu être produits et 90 000 plants indigènes ont pu être réintroduits (LIFE + COREXERUN, 2014b) sur dix parcelles de reliques de forêt sèche (30 ha) et sur une parcelle dégradée (9 ha) (LIFE+ COREXERUN, 2008a).

Sur les espaces dégradés soumis à la reconstitution, la proportion d'espèces indigènes a augmenté de 11% à 63%. Ce projet a permis de diminuer le niveau d'invasion des espèces exotiques envahissantes et un changement dans la structure verticale de la zone, les plantes indigènes reprenant le dessus sur les plantes exotiques (Flores et al., 2014). Face à ces résultats encourageants et grâce à l'expérience acquise durant ces six années, un nouveau projet a vu le jour, permettant de continuer la réhabilitation et la sauvegarde de cette forêt. Ce projet, en plus de continuer la restauration végétale des milieux, intègre la composante faunistique *via* la mise en place d'une translocation.

c) L'intérêt de la translocation dans la restauration des interactions de pollinisation et de dispersion

Pour leurs rôles dans les habitats, la translocation d'animaux permet de reconstituer la fonctionnalité de l'écosystème (Griffith et al., 1989). La translocation permet de rétablir une espèce dans son aire de répartition historique à la suite de sa disparition ou à la diminution de sa population (UICN, 2013). La réintroduction d'une espèce animale dans un milieu permet (i) de rétablir des interactions entre espèces, on parle alors de remplacement écologique (Seddon, 2010) (ii) la formation d'une nouvelle population de l'espèce transloquée, on parle alors de « colonisation assistée » (Seddon, 2010). Pour la sauvegarde d'une espèce, il est important de ne pas se focaliser

uniquement sur l'espèce en elle-même mais sur ses interactions avec l'environnement biotique (Kaiser-Bunbury et al., 2010).

La perte d'un pollinisateur et/ou d'un disperseur peut entraîner une chute de l'effectif d'une population végétale et sa variabilité génétique si son rôle n'est pas remplacé par un autre organisme. (Calvinõ-Cancela et al., 2012). Sur de nombreuses îles, une diminution du recrutement des juvéniles et une augmentation de l'isolation génétique a été observée à la suite du déclin des animaux frugivores (Traverset et Riera, 2005 ; Wottom et Kelly, 2011 ; Calvinõ – Cancela et al., 2012 ; McConkey et Drake, 2015).

Cependant, dans certains cas, la perte de ces interactions peut être compensée par d'autres organismes introduits de manière accidentelle ou volontaire. En Nouvelle-Zélande, l'introduction d'espèces animales exotiques a permis de remplacer ces rôles fonctionnels chez deux espèces végétales (Cox, 1983 ; Lord, 1991). Ces translocations accidentelles montrent qu'un remplacement d'acteur peut permettre la restauration d'une interaction.

D'autres translocations, volontaires cette fois, montrent des résultats intéressants. Sur l'île Maurice (île aux Aigrettes), la réintroduction d'*Aldabrachelys gigantea* (Schweigger, 1812) a permis la dispersion d'un arbre endémique : *Diospyros egrettarum* Richardson (Griffiths et al., 2010). La réintroduction de 19 tortues adultes entre 2000 et 2009 a en effet permis d'observer la présence de plus de 500 patchs de germination éloignés des semenciers. Dans ce contexte de restauration de la forêt sèche à La Réunion, une translocation du gecko vert de Bourbon a été effectuée par le projet LIFE+ Forêt Sèche.

d) Le projet LIFE+ Forêt Sèche

Le projet LIFE+ Forêt Sèche (2014 – 2020) s'inscrit dans la suite de celui du COREXERUN. En plus de continuer la restauration de nouvelles parcelles, le LIFE+ Forêt Sèche permet la mise en place de corridors écologiques entre les différentes zones restaurées dans le cadre du projet COREXERUN (**Figure 4**).

Les grands objectifs en termes de conservation du LIFE+ Forêt Sèche sont de :

- Rétablir les connectivités entre parcelles restaurées et reliques de forêt sèche

- Restaurer 45 à 50 ha de forêt
- Restaurer le rôle fonctionnel faune / flore (LIFE+ Forêt Sèche, 2015)

Dans le cadre de ce dernier objectif, une translocation de 50 individus de *P. borbonica* a été réalisée en avril 2018. Ce gecko étant un potentiel pollinisateur d'espèces végétales indigènes du milieu sec (Deso et al., 2008), sa réintroduction pourrait compenser, en partie, la perte des espèces pollinisatrices et dispersantes.

Les zones de prélèvement et de réintroduction, respectivement la plaine d'Affouches et le Cap Francis ont été choisies par le Parc national de La Réunion (Piteau, 2016). Le Cap Francis, une des reliques de forêt sèche les mieux conservées, a bénéficié de travaux de restauration durant le projet LIFE+ COREXERUN.

La similarité entre le site donneur et le site receveur étant importante pour la réussite de la translocation (Griffith et al. 1989), des études ont été réalisées en ce sens. Le Cap Francis présente 73 % de similitudes en termes d'espèces végétales, de hauteur de canopée, de climat et de nombre de cavités présentes (Piteau, 2016).

La dérogation de prélèvement de 50 geckos a été actée le 03/07/2017 par la DEAL (**Annexe 3**). Cette autorisation de prélèvement impose des conditions avant la translocation. Une lutte contre les espèces exotiques envahissantes et contre les prédateurs a été effectuée.

Le protocole de translocation (Piteau et Sanchez, 2018) a été établi en suivant les recommandations de l'UICN sur la réintroduction animale (UICN, 2013). Les expériences qui sont menées permettent la continuité de ce protocole. L'UICN préconise un suivi de la population transloquée sur le long terme pour s'assurer de la pérennité de la translocation et l'identification de risques qui n'auraient pas été pris en compte. De plus, un suivi de l'impact du prélèvement sur la population est effectué pour étudier sa résilience.

I. Matériel et méthodes

a) *Phelsuma borbonica*

Phelsuma borbonica est un lézard appartenant à la famille des Gekkonidae. C'est une des deux espèces de geckos indigènes de l'île de La Réunion. Il est classé « en danger » (UICN France et

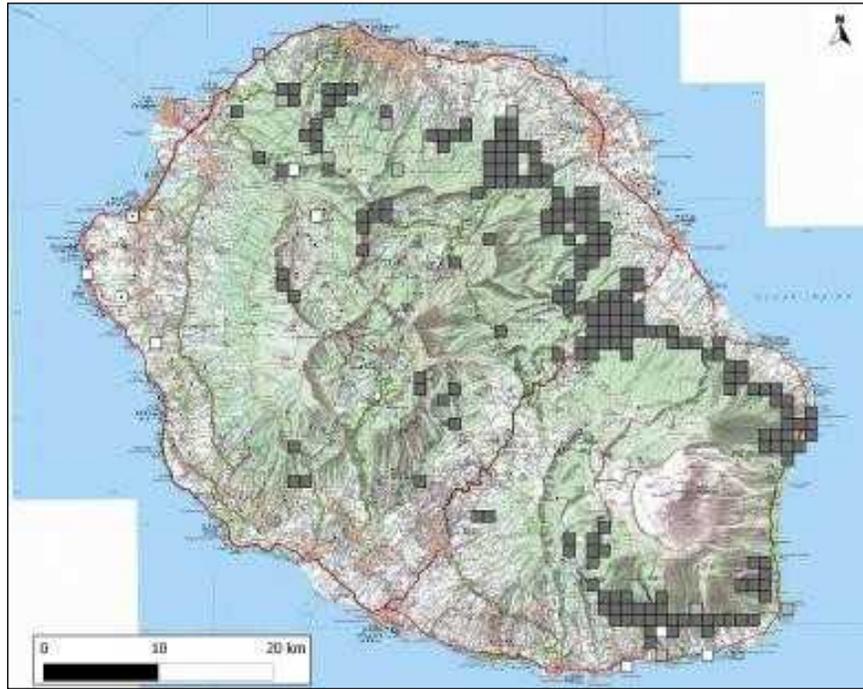


Figure 5: Carte de répartition de *P. borbonica*, sur maillage kilométrique. Carrés grisés foncés : données postérieures à l'année 2000 ; Carrés grisés clairs : données antérieures à 2001 ; carré blanc : anciennes pontes et traces de pontes de *Phelsuma* sp. (Sanchez, 2012).

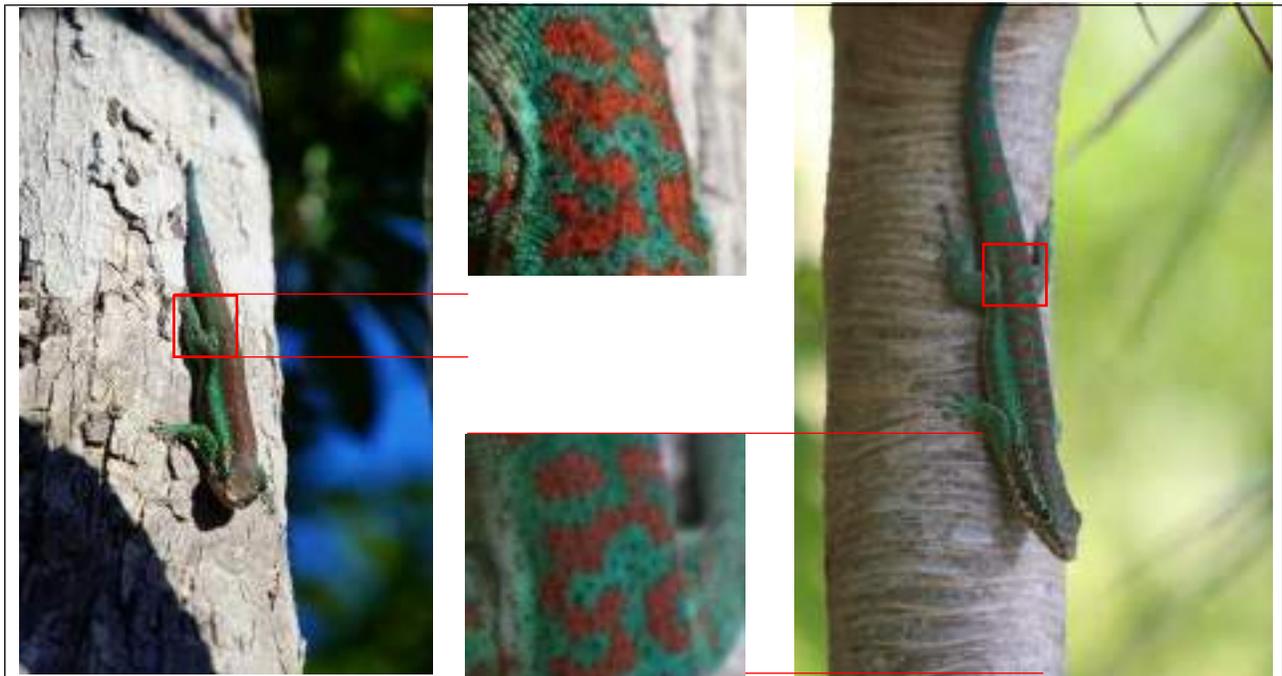


Figure 6: Deux photos d'un individu de *P. borbonica* prises à des occasions de captures différentes lors d'une CMR montrant les motifs uniques (carré rouge) permettant de reconnaître un individu.

MNHN 2010b). Il existe, à La Réunion, deux sous-espèces : *P. b. borbonica* (Mertens, 1966) présente dans le nord de l'île et *P. b. mater* (Meier, 1995) présente à l'est. L'espèce ancestrale de ces deux sous-espèces – qui serait issue de l'île Maurice – aurait colonisé La Réunion très peu de temps après la formation de l'île (Austin et al., 2004). Cette espèce est présente dans les forêts du sud, de l'est et du nord de La Réunion. Certaines populations isolées subsistent au centre et à l'ouest (Sanchez et Probst, 2012) (**Figure 5**). Au niveau altitudinal, cette espèce est présente dans l'ensemble des grandes séries phytosociologiques décrites par Thérésien Cadet (1977). On peut la trouver de 0 à 2350 m d'altitude mais elle est principalement inféodée à la forêt tropicale humide de basse et moyenne altitude. Ce gecko est plutôt rare dans les forêts sèches. Ceci pourrait être dû à l'état de dégradation de cet habitat ou aux conditions sèches de ces zones (Sanchez, 2012). Cependant, on ne sait pas précisément les causes de son extinction locale.

C'est une espèce arboricole et saxicole. Elle mesure au maximum 18 cm (du bout du museau au bout de la queue) et présente une coloration verte tachetée de rouge et de blanc sur la tête (Sanchez, 2018). La face dorsale a une coloration verte à bleue turquoise, parsemé de taches rouges et deux bandes plus claires (blanches, vertes ou bleues) sont présentes sur sa partie dorsolatérale. Les différents motifs et colorations sont uniques pour chaque individu de l'espèce (**Figure 6**). Cependant, les couleurs sont aussi variables pour chaque individu en fonction du niveau de stress et des facteurs environnementaux (Sanchez, 2018).

Les mâles sont plus grands, plus élancés et plus colorés que les femelles. De plus, ils possèdent un renflement au niveau du cloaque lié à la présence des hémipénis et de deux ergots ainsi qu'un cercle d'écaillés proéminentes à la base de la queue, au-dessus du cloaque (**Figure 7**) (Sanchez, 2018).

Le régime alimentaire se compose d'insectes, de nectar et de fruits (Sanchez, 2018). Les observations de ce gecko visitant les fleurs d'espèces indigènes et exotiques ont permis de mettre en évidence son probable rôle de pollinisateur (Deso et al., 2008).

La saison de reproduction de cette espèce peut s'étaler sur toute l'année mais se déroule de mars à septembre principalement. La durée d'incubation varie de 50 à plus de 100 jours et la femelle pond entre un et deux œufs dans des sites de ponte communautaires (Sanchez, 2008). Des pontes ont été observées aussi bien en zones préservées qu'en zones perturbées (Sanchez, 2012)

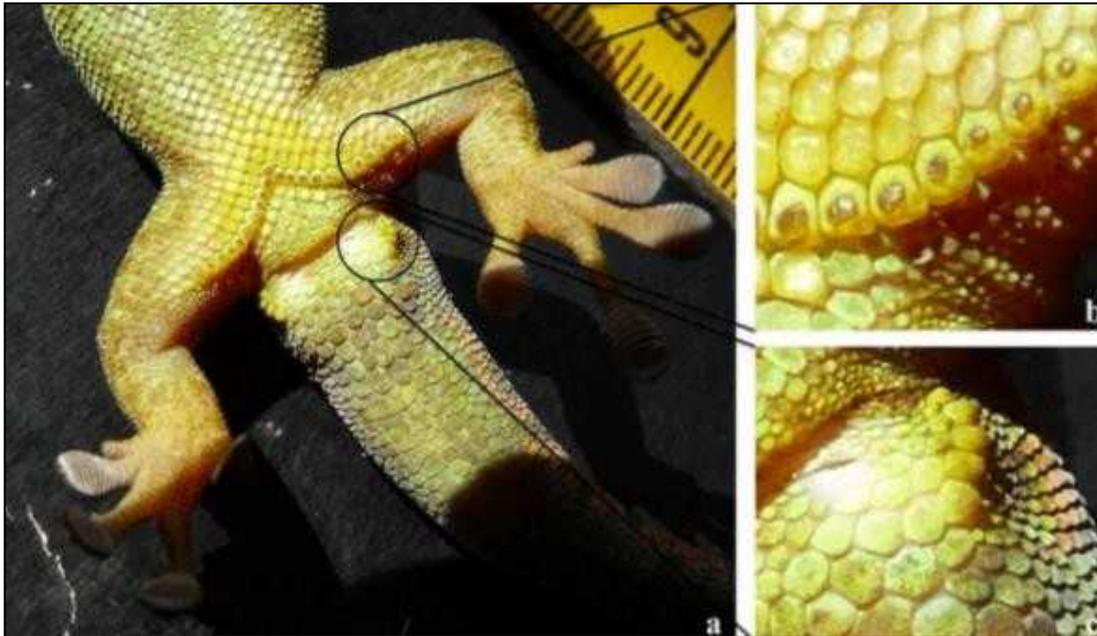


Figure 7: Dimorphisme sexuel mâle de *P. borbonica* a Vu global du cloaque b zoom sur le cercle d'écailles proéminentes c zoom sur les ergots (Sanchez 2012).



Figure 8: Cartographie du Cap Francis où les 50 individus de *P. borbonica* ont été relâchés (LIFE+ Forêt Sèche).

Les principales menaces responsables de la perte d'effectif de *P. borbonica* sur l'île sont la transformation des milieux forestiers, l'invasion de ces milieux par des plantes exotiques envahissantes et l'urbanisation générale de l'île. C'est aussi pourquoi une translocation de 50 individus est réalisée. En plus de rétablir une interaction entre ce gecko et les plantes indigènes, cette translocation permet l'implantation d'une nouvelle population au sein d'une relique de forêt sèche préservée.

b) Études des interactions entre *P. borbonica* et les végétaux indigènes de la forêt sèche par la méthode de caméra-trapping

i. Site d'étude

Le Cap Francis (**Figure 8**) est situé au nord-ouest de La Réunion (20°56'53.7"S ; 55°24'02.8"E), au cœur de la ravine de la Grande Chaloupe, entre les communes de Saint Denis et La Possession. Ce site fait partie du Parc national de La Réunion. Sa surface totale est de 0,85 ha et l'altitude varie entre 560 et 620 m. Cette zone est délimitée par une falaise abrupte, l'accès se faisant par une crête équipée d'échelles. C'est un espace préservé de forêt sèche où 30 espèces d'arbres indigènes ont été recensées par le programme LIFE+ Forêt Sèche. Des travaux de lutte contre les espèces exotiques envahissantes et des travaux de plantation d'arbres indigènes ont été menés par l'ONF.

ii. Méthodologie

Afin d'observer les interactions entre le gecko vert de Bourbon (*P. borbonica*) et les végétaux indigènes du Cap Francis, la méthode de caméra-trapping (**Figure 9**) est utilisée. Cette méthode consiste à installer sur le terrain des caméras de type « piège photographique » pendant une certaine période durant laquelle la prise de photos ou vidéos s'effectue automatiquement.

Bien que cette méthode soit plus adaptée aux mammifères (Welbourne et al., 2015), elle s'est déjà montrée efficace pour les reptiles (Welbourne et al., 2015 et Wester, 2019). Elle a l'avantage d'augmenter considérablement l'effort d'échantillonnage (Carthew et al 1991 ; Trolliet et al. 2014) et de n'être que peu intrusive pour les animaux ciblés (Carthew et al 1991 ; Welbourne 2013). De plus, elle a déjà permis de mettre en évidence des interactions mutualistes de dispersion (Nyirama et al., 2011) et de pollinisation (Caitlin et Craig, 2014 ; Wester, 2019). En revanche, la fixité et la contrainte de trouver un support de pose sont les principaux désavantages (Trolliet et al. 2014).



Figure 9: Mise en place d'une caméra-trap sur *E. buxifolia*.

Dans cette étude, 10 caméras Bushnell (Trophy Cam HD Essential E3) sont utilisées. Pour augmenter la probabilité de détection, elles sont mises en place sur le terrain en direction de sources de nourriture susceptibles d'attirer les geckos. Pour les nombreuses hypothèses qui sont faites quant à son rôle de pollinisateur, la majorité des caméras est placée en direction de fleurs. Le choix des espèces végétales se fait en fonction de la morphologie des fleurs et de leur susceptibilité à attirer les geckos (production de nectar et accessibilité au nectar). Lorsque les floraisons sont abondantes, les caméras sont posées dans des localisations différentes pour couvrir au maximum l'espace.

La phénologie influence aussi le choix des espèces suivies car toutes les espèces du site ne sont pas en stade de floraison durant la période d'étude. D'autre part, la faible diversité d'espèces en fleurs lors de certaines sessions de pose, notamment en début d'étude, fait que d'autres sources de nourriture sont plus marginalement suivies. L'interaction entre les geckos, les fruits et la sève est donc étudiée. Pour toutes les poses, seuls des supports naturels comme les arbres adjacents, les rochers ou directement les branches de l'arbre observé, sont utilisés pour l'attache des caméras.

Les caméras sont configurées pour prendre des vidéos de 30 secondes. Des contraintes techniques, comme le manque d'espace sur les cartes mémoires, font que certaines poses sont effectuées en mode photo. Les caméras sont configurées en mode « jour » dans un souci d'économiser les piles et donc d'augmenter l'autonomie. En fonction du support auquel les caméras sont accrochées, deux types de paramétrage sont utilisés pour le mode de déclenchement. Lorsque les caméras sont proches de la cible, le mode « détecteur », avec une vidéo prise à chaque détection de mouvement, est utilisé. Ce mode de prise d'image étant très sensible aux détections parasites provoquées par le mouvement des branches, le mode « régulier », avec une vidéo de 30 s prise séquentiellement toutes les 5 min, est préféré pour les cibles éloignées du support.

iii. Analyses

L'effort d'échantillonnage est quantifié selon les espèces suivies. Il correspond à la durée entre la première et la dernière vidéo prise par la caméra. Les caméras ne sont actives que la journée, les heures de nuit (de 18h à 7h) sont retranchées. Pour les caméras en mode « régulier », la durée de pose est divisée par 10 car les caméras sont actives 30s toutes les cinq minutes.

Toutes les vidéos et photos obtenues sont visualisées sur le logiciel VLC en accélération x3 pour les vidéos. Les observations de vertébrés sont relevées pour chaque pose. Le nombre d'observation

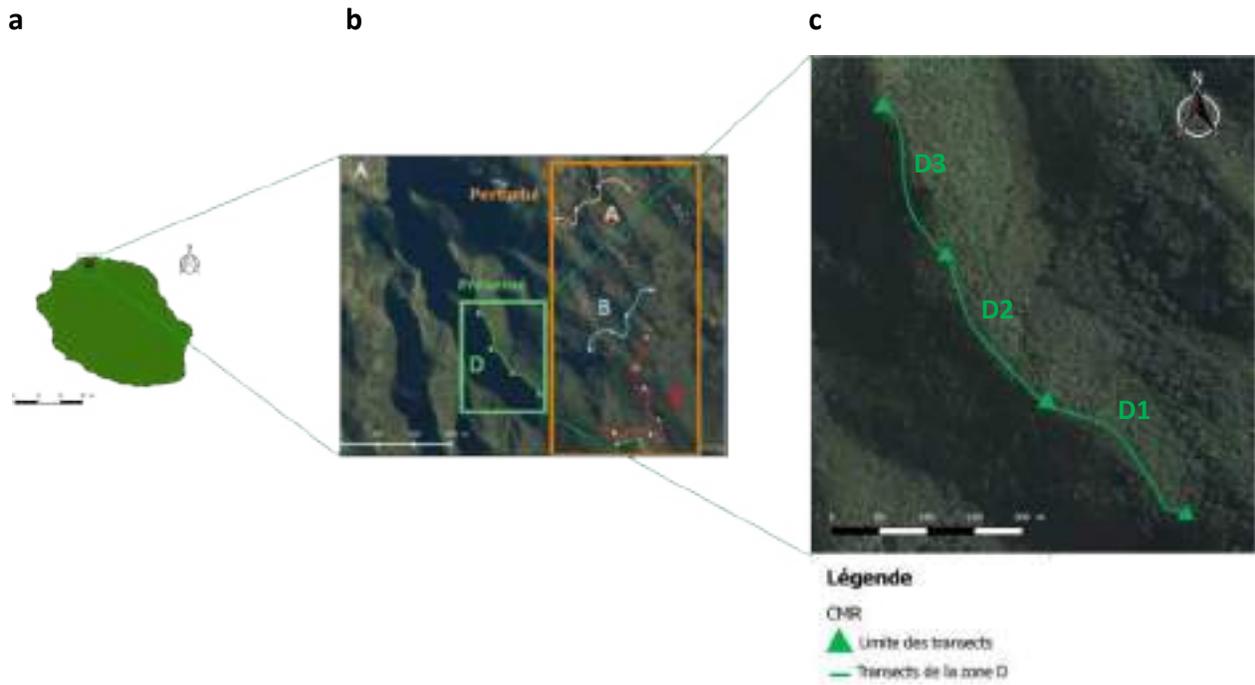


Figure 10: Cartographies représentant **a** la plaine D’Affouches à La Réunion, **b** les trois transects effectués par Bonnanno (2016) et **c** le transect suivi dans cette étude et ses 3 parties D1, D2 et D3.

Tableau 2: Exemple d'une matrice CMR.

| | Session 1 | Session 2 | Session 3 | Session 4 | Session 5 | Session 6 | Histoire de capture |
|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------------------|
| Individu 1* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100000 |
| Individu 2** | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 010101 |
| Individu 3** | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 100100 |
| Individu 4*** | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 111111 |

* L'individu 1 a été observé lors de la première session uniquement

** Les individus 2 et 3 ont été observés différemment en fonction des sessions.

*** L'individu 4 a été observé à toutes les sessions.

est ensuite pondéré par la durée de pose (= temps entre la première et dernière vidéo - heures de nuit) afin d'obtenir un rapport nombre de détection / heure. Un test (Welch, 1947) est utilisé pour comparer les moyennes du taux de détection entre les modes « détecteur » et « régulier ». Ceci permet de voir si les différents paramétrages influencent la probabilité de détection.

Toutes les observations de *P. borbonica* sont analysées et caractérisées : l'espèce d'arbre hôte, l'heure, le type d'interaction et la localisation au sein du site d'étude. En fonction des résultats, ses préférences en termes d'arbre support et de source de nourriture pourront être quantifiées. Si des interactions sont observées entre *P. borbonica* et les fleurs des espèces suivies, les hypothèses quant à son rôle de pollinisateur pourront être appuyées.

Les autres vertébrés (reptiles et oiseaux) sont également répertoriés, ainsi que l'espèce végétale support et le type d'interaction. La prise en compte des vertébrés dans l'analyse permet de voir les espèces en compétition avec *P. borbonica* pour les ressources et pour les supports de thermorégulation en ce qui concerne les reptiles. Un réseau d'interaction, de type qualitatif, est réalisé entre l'ensemble des espèces végétales suivies et l'ensemble des espèces vertébrées observées.

Les interactions de mutualisme sont analysées plus finement pour voir si les espèces végétales possèdent des relations spécifiques avec leurs potentiels pollinisateurs ou disperseurs. Pour ce faire, le nombre de fleurs visitées ou de fruits prélevés par espèce vertébrée est dénombré pour chaque pose. Ceci permet d'obtenir un rapport du nombre de fleurs/fruits visités/prélevés par espèce sur le nombre de fleurs/fruits total observé (Wester, 2019). Ces résultats permettent de faire des hypothèses sur les agents de pollinisation et de dispersion des espèces végétales suivies et donc sur le potentiel rôle fonctionnel de *P. borbonica* dans l'écosystème en observant s'il existe des niches vacantes qui pourraient être occupées par ce dernier (Lekevičius, 2009).

c) Suivi de l'effectif de la population par la méthode CMR.

i. Site d'étude

La zone étudiée est située sur le massif forestier de la Plaine d'Affouches (20°56'53.7''S 55°24'02.8''E) au nord-ouest de l'île de La Réunion (**Figure 10a**). Sur ce site, 4 sous-populations de l'espèce *P. borbonica* ont été étudiées au sein de 4 zones différentes A, B, C et D (**Figure 10b**) par Bonanno (2016). Parmi les individus prélevés, 14 individus ont été prélevés sur la zone D et

Tableau 3: Les différents modèles permettant d'estimer l'effectif des populations.

| | |
|------------|--|
| M0 | Modèle nul, la probabilité de capture est constante à chaque session |
| Mt | La probabilité de capture est variable en fonction du temps |
| Mh | Présence d'une hétérogénéité individuelle |
| Mth | La probabilité de capture subit des variations, dues à la temporalité et à l'hétérogénéité individuelle. |
| Mb | La probabilité de capture est variable à cause du comportement des individus. |
| Mbh | La probabilité de capture subit des variations, dues au comportement des individus et à l'hétérogénéité individuelle |



Figure 11: Exemple d'un *P. borbonica* mâle présentant les écailles proéminentes caractéristiques des individus mâles.

36 individus ont été prélevés en bordure de forêt, dans les trois autres zones, A, B et C, plus anthropisées. Ce site a été choisi pour la prédominance des espèces indigènes et son faible taux de dégradation. L'intérêt est d'étudier l'évolution de l'effectif de la population dans un milieu naturel. La zone D mesure 600m et est découpée en 3 transects de 200m chacun (**Figure 10c**). Elle est située sur une ligne de crête entre 755 et 865 m d'altitude.

ii. Méthodologie

La méthode de capture-marquage-recapture (CMR) permet d'estimer l'effectif d'une population. En suivant une série d'individus (que l'on veut représentative de la population entière) à des temps différents, on peut révéler à chaque session de capture la proportion d'individus revus. C'est ce taux de recapture qui permet d'estimer l'effectif de la population (Courtois et al., 2013).

Le transect est parcouru durant la fin de l'été austral du 23 au 27 avril 2019, de deux à trois fois par jour sauf pour les jours de pluie où le suivi n'est volontairement pas effectué. De même, si une averse apparaît au cours d'une prospection, le chronomètre est coupé jusqu'à l'arrêt des précipitations.

En suivant le protocole de Bonnano (2016, 2017), chaque transect est parcouru pendant 30 min de recherche effective. A chaque fois qu'un gecko est observé, le chronomètre est coupé et l'individu est photographié (® Lumix DC-FZ82 objectif 60x). L'objectif est d'obtenir une photo de la partie dorsale, où les motifs caractéristiques sont présents. L'identification des individus est réalisée uniquement à l'aide de photographies et aucun individu n'est capturé. Ceci permet d'éviter le biais lié à « l'effet capture » qui stipule que certains individus peuvent réagir différemment (positivement ou négativement) aux différentes sessions de captures, surestimant ou sous-estimant ainsi l'effectif final.

Les coordonnées GPS, l'heure de la détection, l'âge (deux catégories : adultes et immatures) et lorsque c'est possible, le sexe, sont relevés pour chaque individu (**Annexe 4**).

iii. Analyses

Afin de pouvoir identifier les individus, lors du traitement des photos, deux motifs caractéristiques sont choisis pour chaque individu. Ces motifs permettent de comparer chaque nouvel individu à ceux déjà identifiés. Ces données permettent de réaliser la matrice CMR (**Tableau 2**). Cette matrice

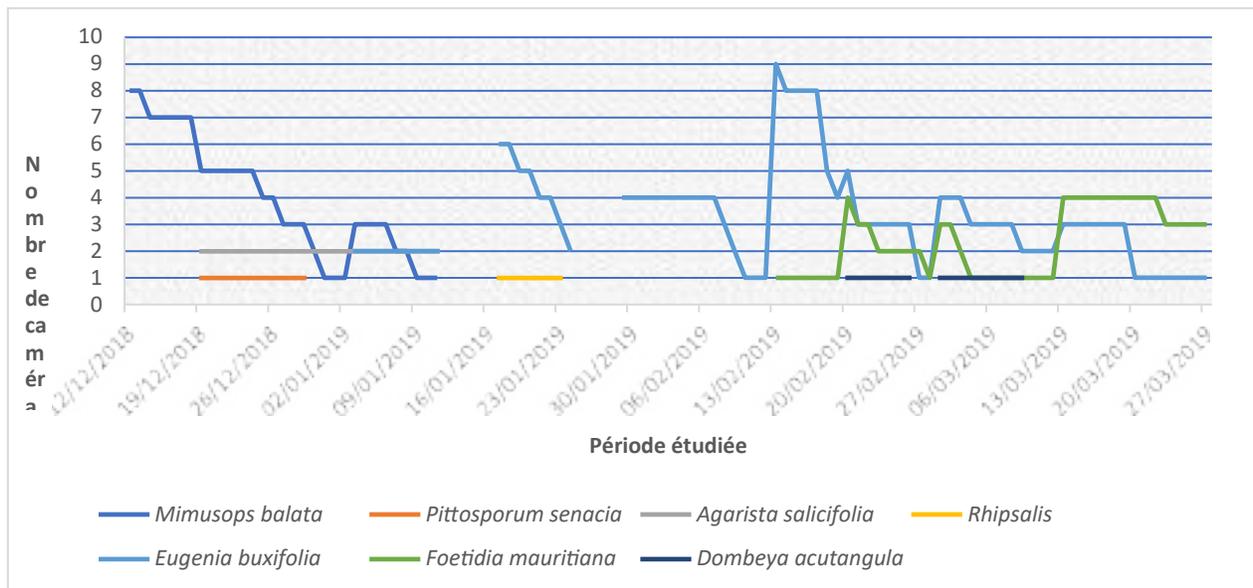


Figure 12: Phénologie observée.

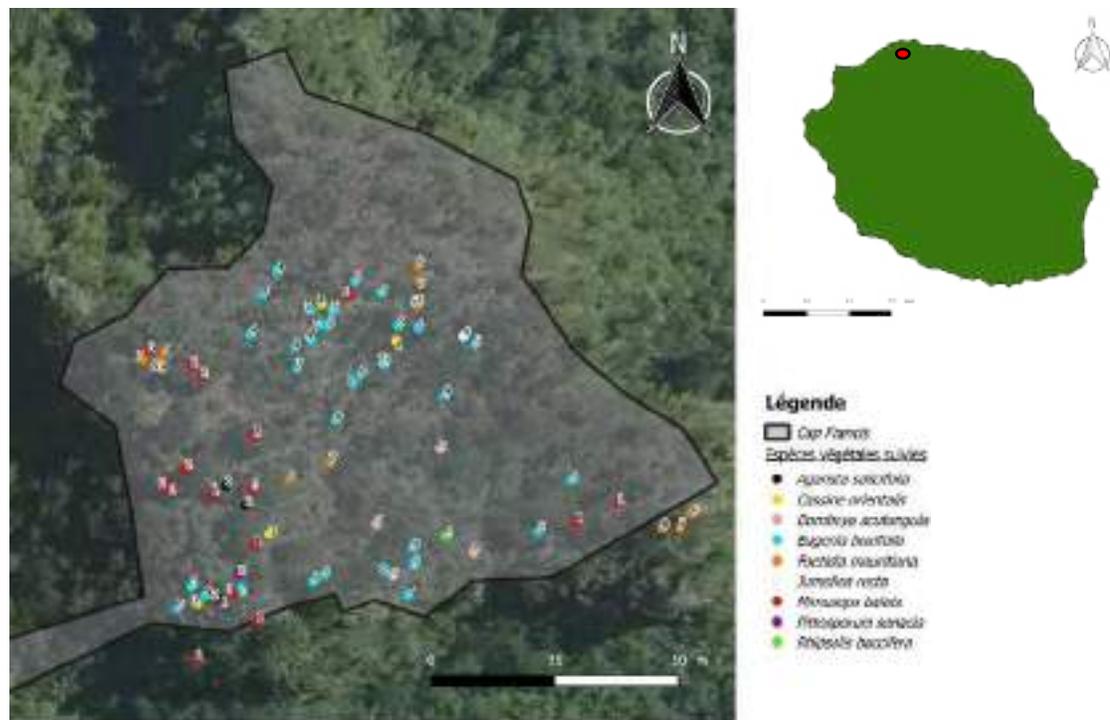


Figure 13: Cartographie représentant l'emplacement des 87 caméras posées et les espèces végétales associées à ces poses. (Les numéros correspondent au numéro de la sortie).

rend compte, de façon binaire, de la proportion d'individus recapturés en associant à chaque individu une « histoire de capture ». Au cours de chaque session, la présence (codée « 1 ») ou l'absence (codée « 0 ») d'un individu est notée.

Afin d'identifier le meilleur estimateur de la taille de la population étudiée, un test de « population fermée » est réalisé. Une population fermée est une population qui ne subit ni perte (émigration ou décès), ni gain (immigration ou naissance) d'individus (Chao, 2001). De plus, dans une population fermée, la probabilité de capture est la même pour chaque individu à chaque session (Otis et al., 1978). Ce test est réalisé grâce au logiciel © CloseTest qui utilise deux tests : celui de Stanley et Burnham (1999) et celui d'Otis et al. (1978).

L'estimation de la taille de la population est réalisée par la fonction `closedp.t` du package `Rcapture` (Rivest et Baillargeon, 2014) du logiciel R (RCORE TEAM, 2017). Les résultats donnent des estimations calculées à partir de 6 modèles, intégrant chacun des paramètres différents (**Tableau 3**) pour des populations fermées. L'estimation considérée comme la plus fiable est choisie en fonction du critère d'Akaike (AIC) (Akaike, 1973), du critère d'information bayésien (BIC) (Schwarz, 1978) et du degré de liberté (Walker, 1940).

Ces estimations sont ensuite comparées aux données obtenues par Bonnano (2016, 2017). Celles-ci ayant été initialement traitées par le logiciel © Mark, les matrices 2016 et 2017 sont refaites et réanalysées avec la méthode décrite précédemment.

Une carte de chaleur, réalisée grâce aux points GPS, permet de comparer l'évolution de la structuration spatiale de la population entre 2016 et 2019. La comparaison avec l'année 2017 n'est pas faite car le nombre de sessions de capture est différent : 4 en 2017 contre 10 en 2016 et 2019.

L'identification photographique des individus permet aussi d'obtenir des données sur la structure de la population comme l'âge et le sexe des individus. Le sexe est déterminé photographiquement grâce à un dimorphisme dans la structure corporelle et, lorsque c'était visible, par la présence d'ergots à l'arrière des pattes arrière des mâles (**Figure 11**). Les proportions d'individus de chaque classe sont calculées à partir des données de 2016, 2017 et 2019 et comparées entre elles grâce à la fonction `prop.test` du logiciel R (R Core Team, 2017). Ce test correspond à un test du χ^2 de Pearson (1900).

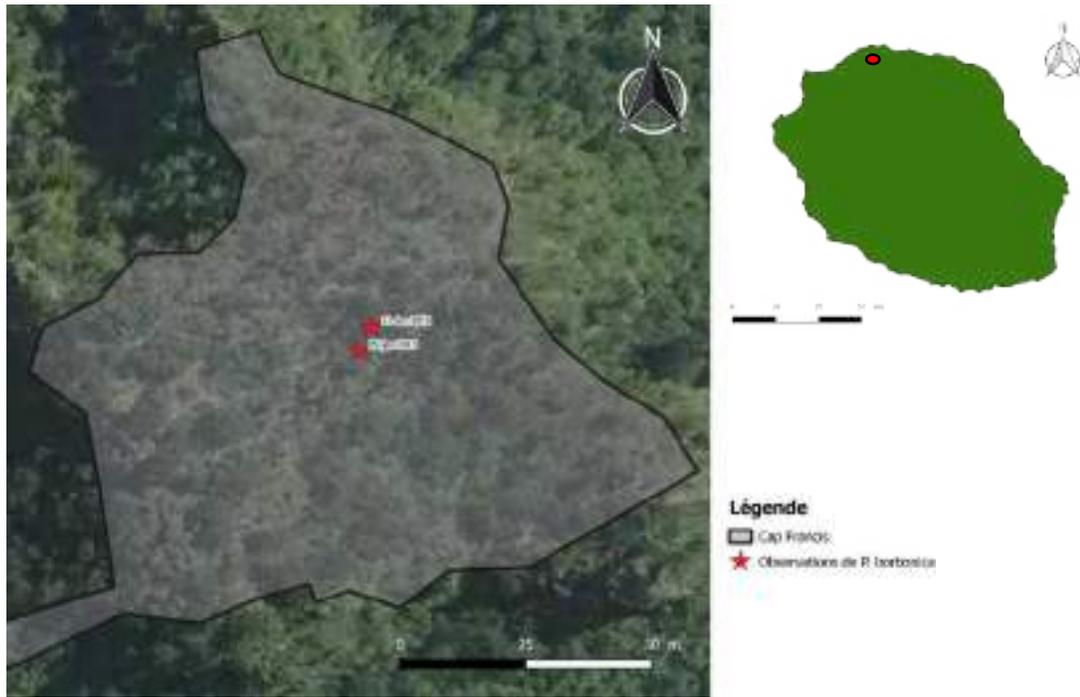


Figure 14: Cartographie représentant la situation géographique des deux détections de *P. borbonica*.

a



b



Figure 15: Interactions entre *P. borbonica* et a les caméras-trap b la résine d'un bois de prune (*C. orientalis*) (LIFE+ Forêt sèche ; Hureau & Porcel).

I. Résultats

a) Études des interactions entre *P. borbonica* et les végétaux indigènes de la forêt sèche par la méthode de caméra-trapping.

L'étude a démarré le 12/12/2018 et s'est achevée le 27/03/2018 pour un total de 9 sessions de poses différentes. Huit espèces végétales sont suivies durant la période d'étude (**Figure 12**) avec un effort d'échantillonnage non équilibré entre les espèces (**Annexe 5 : Tableau 1**) et une distribution spatiale différente (**figure 13**). Parmi les 10 caméras mises à disposition, une a présenté des problèmes techniques et a cessé d'être posée à partir de la septième sortie. Au total, 87 poses de caméras ont été mises en place durant cette étude. Parmi ces poses, quatre ont été effectuées en mode « photo » et 83 en mode « vidéo ». Soixante-neuf sont configurées en mode « détecteur » et 14 en mode « régulier ».

Au total, 10 527 photos et 35 329 vidéos ont été prises sur l'ensemble de la période. En ce qui concerne les vidéos, cela équivaut à 248 h 30 min d'enregistrement et 82 h 50 min heures de visionnage.

En tout, 222 observations de vertébrés ont été dénombrées, avec 9 espèces : *C. maillardi*, *T. borbonicus*, *Z. borbonica*, *Z. olivaceus*, *Pycnonotus jocosus* (Linnaeus, 1758), *Crithagra mozambica* (P. L. S. Müller, 1776), *P. borbonica*, *Calotes versicolor* (Daudin, 1802) et *Furcifer pardalis* (Cuvier, 1829).

Il n'y a pas de différence de taux de détection (pour un risque alpha = 5%) entre les modes de paramétrage « détecteur » et « régulier » ($t = -0.22426$, $ddl = 26.292$, $p\text{-value} = 0.8243$).

Sur l'ensemble des photos et vidéos analysées, 2 détections de *P. borbonica* sont relevées (**Figure 14**). La première concerne une photo visant la sève de l'espèce *C. orientalis*. Cette interaction de commensalisme a eu lieu le 13 décembre 2018 à 6h57. On y voit un individu de l'espèce *P. borbonica* qui lèche la sève dont il semble se servir comme source de nourriture (**Figure 15a**).

La deuxième observation s'est faite non pas sur un végétal mais directement sur l'une des caméras (**Figure 15b**). Sur la vidéo, on observe en effet un gecko qui monte le long d'une caméra en passant devant l'objectif. Cette observation a été faite le 05 janvier 2019 à 12h23.

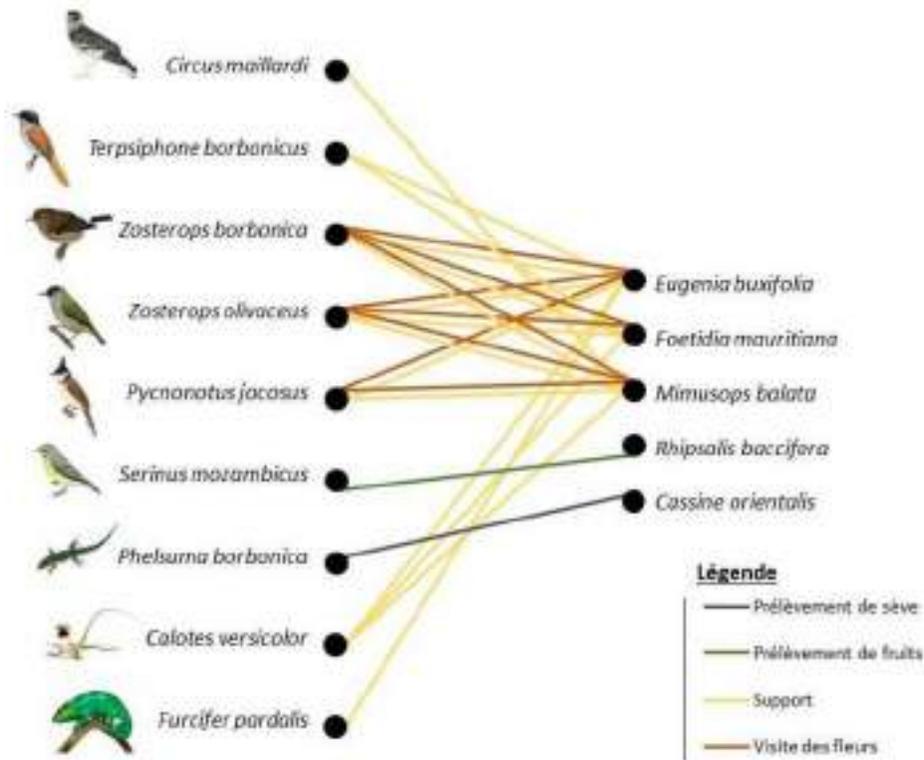


Figure 16: Représentation qualitative du réseau d'interaction entre la faune vertébrée du Cap François et les végétaux indigènes étudiés.

a



b



Figure 17: Exemple de deux visites de **a** *M. balata* par *Z. olivaceus* (cercle jaune) et *Z. borbonica* (cercle rouge) et **b** *F. mauritiana* par *Z. olivaceus* (LIFE+ Forêt sèche ; Hureau & Porcel).

Parmi les huit espèces végétales, aucune interaction avec des espèces vertébrées n'est observée pour les espèces *Agarista salicifolia* G. Don, *Dombeya acutangula* Cav. et *Pittosporum senacia* Putt.. Les espèces *C. orientalis* et *Rhipsalis baccifera* (J.S. Mueller) Stearn possèdent quant à elles des interactions avec des espèces vertébrées spécifiques. Pour l'espèce *R. baccifera*, seule l'espèce *C. mozambica* visite les fruits dans cette étude. De même, seule l'espèce *P. borbonica* se nourrit de la sève de *C. orientalis*. Les 3 dernières espèces, *Eugenia buxifolia* Lam., *Foetidia mauritiana* Lam. et *M. balata* présentent des interactions avec plusieurs espèces de vertébrés, que ce soit pour des interactions de visite de fleurs ou de support (**Figure 16**).

Pour les sept espèces dont les fleurs ou les fruits sont suivis, trois d'entre elles, *A. salicifolia*, *D. acutangula* et *P. senacia*, n'ont aucune interaction mutualiste avec les vertébrés dans cette étude. Selon les résultats, l'espèce *R. baccifera* possède une relation mono-spécifique avec l'espèce

C. mozambica pour la dispersion de ses fruits. Pour les espèces dont les fleurs sont suivies, aucune ne possède de relation spécifique avec une espèce de vertébré. Parmi ces vertébrés, seules trois espèces d'oiseaux visitent des fleurs : *P. jocosus*, *Z. borbonica* et *Z. olivaceus* (**Figure 17**).

Pour l'espèce *M. balata*, 19,5%, 10,7% et 10,7% des fleurs visitées l'ont été par *Z. olivaceus*, *Z. borbonica*, et *P. jocosus* (respectivement). Pour l'espèce *E. buxifolia*, 3,1%, 1,5% et 1,0% des fleurs ont été visitées par *Z. olivaceus*, *Z. borbonica* et *P. jocosus* (respectivement). Enfin, pour l'espèce *F. mauritiana*, 83,3% des fleurs ont été visitées par l'espèce *Z. olivaceus* et 44,4% par l'espèce *Z. borbonica* (**Figure 18**).

b) Suivi de l'effectif de la population par la méthode CMR.

En 2016, 2017 et 2019, les populations sont considérées comme fermées, aussi bien en utilisant le test de Stanley et Burnham (1999) que celui d'Otis et al. (1978) (**Annexe 5 : Tableau 2**).

Les données de 2017 ne permettent pas d'obtenir une estimation fiable de la taille de la population pour la plupart des modèles (**Figure 19**), même si la population est considérée comme fermée par le logiciel © Clostest. Seuls les modèles Mb et Mbh permettent d'obtenir une estimation. Cependant, ce sont les modèles les moins parcimonieux d'après les critères d'AIC, de BIC et de ddl. Seules les estimations obtenues à partir des données de 2016 et de 2019 sont donc comparées.

Les modèles qui permettent d'évaluer au mieux la taille de la population sont le modèle Mt pour les données de 2016 et Mth pour les données de 2019. Le modèle Mt indique que la temporalité a

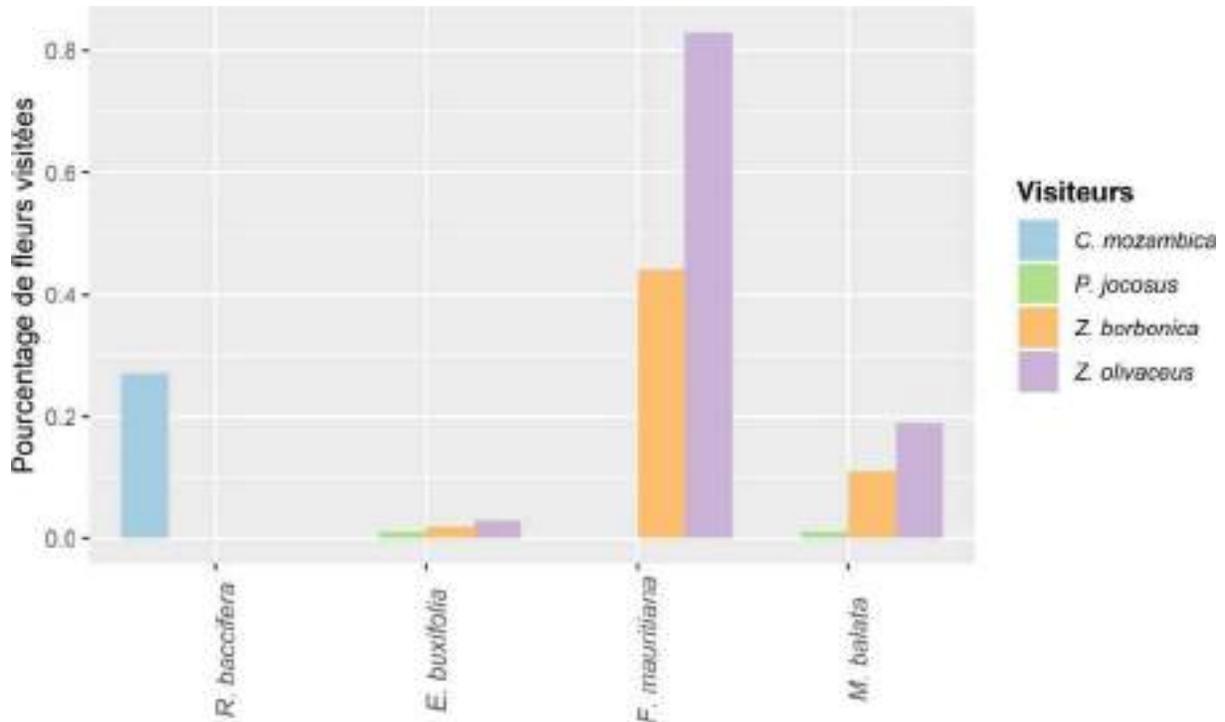


Figure 18: Pourcentage de fleurs et de fruits (*R. baccifera*) visités par des vertébrés pour les quatre espèces ayant été observées en interaction.

Abundance estimations and model fits:

| | abundance | stderr | deviance | df | AIC | BIC | infoFit |
|---------------|-----------|--------|----------|----|--------|--------|----------------|
| M0 | 466.4 | 193.9 | 18.816 | 13 | 48.321 | 52.956 | warning #1 |
| Mt | 444.3 | 183.6 | 5.466 | 10 | 40.971 | 52.558 | warning #1 |
| Mh Chao (LB) | 466.4 | 193.9 | 18.816 | 13 | 48.321 | 52.956 | warning #1 |
| Mh Poisson2 | 75.1 | 279.7 | 18.514 | 12 | 50.019 | 56.971 | warnings #1 #3 |
| Mh Darroch | 75.0 | 0.2 | 18.514 | 12 | 50.019 | 56.971 | warnings #1 #3 |
| Mh Gamma3.5 | 75.0 | 0.0 | 18.514 | 12 | 50.019 | 56.971 | warning #3 |
| Mth Chao (LB) | 444.3 | 183.6 | 5.466 | 10 | 40.971 | 52.558 | warning #1 |
| Mth Poisson2 | 75.1 | 274.5 | 5.184 | 9 | 42.688 | 56.593 | warnings #1 #3 |
| Mth Darroch | 75.0 | 0.1 | 5.184 | 9 | 42.688 | 56.593 | warnings #1 #3 |
| Mth Gamma3.5 | 75.0 | 0.0 | 5.184 | 9 | 42.688 | 56.593 | warning #3 |
| Mb | 540.5 | 1387.7 | 18.812 | 12 | 50.317 | 57.269 | OK |
| Mbh | 154.8 | 93.7 | 17.450 | 11 | 50.954 | 60.224 | OK |

Figure 19: Les estimations d'effectif obtenues pour les différents modèles avec la matrice de 2017. Les modèles entourés sont ceux ayant reçu un message d'erreur (rectangle rouge).

un effet sur la recapture des individus. Le modèle Mth ajoute en plus un effet de l'hétérogénéité individuelle. Il tient compte du fait que chaque individu n'a pas été revu un même nombre de fois.

Les **Figures 20a et 20b** permettent de se rendre compte de l'impact de la temporalité pour les deux années. En effet, le nombre d'individus observé est différent pour chaque session. En 2019, le nombre d'histoire de capture est supérieur à 2016 (**Figures 21a et 21b**), signifiant que l'hétérogénéité individuelle est plus faible en 2016. Ces graphiques permettent de valider le choix des différents modèles.

Les estimations d'effectifs indiquent une population composée de 218 +/- 42 *P. borbonica* en 2016 avec le modèle M(t) et de 219 +/- 48 individus en 2019 avec le modèle M(th) (**Annexe 5 : Tableau 3**). La comparaison graphique des effectifs calculés en 2016 et en 2019 ne montre pas de différence significative entre ces deux années (**Figure 22**).

La comparaison graphique des densités entre 2016 et 2017 ne semble pas montrer de différence dans la répartition spatiale (**Figure 23**). La population est composée de 91 adultes et de 10 juvéniles. Parmi les adultes, 36 mâles et 43 femelles sont identifiés et le sexe n'a pas pu être déterminé pour 12 individus.

Entre les années 2016 et 2019, les paramètres démographiques n'ont pas significativement changé. Au niveau du sexe ratio (**Figure 24**), la proportion de mâles et de femelles n'est pas différente aux résultats obtenus en 2016 et 2017 ($X^2 = 0.51$, $ddl = 2$, $p\text{-value} = 0.7748$). Un même résultat a été obtenu sur la proportion d'adultes ($X^2 = 2.48$, $ddl = 2$, $p\text{-value} = 0.29$) (**Figure 25**).

I. Discussions

a) Études des interactions entre *P. borbonica* et les végétaux indigènes de la forêt sèche par la méthode de caméra-trapping.

La technique de caméra-trapping peut être considérée comme une technique efficace pour l'observation d'interaction faune/flore. Elle a permis d'observer deux comportements de *P. borbonica*. De plus, de nombreux autres reptiles ont été détectés : *F. pardalis* et *C. versicolor*. Ceci démontre que les caméras qui se déclenchent par le mouvement et par effet de chaleur peuvent détecter efficacement des animaux à sang froid.

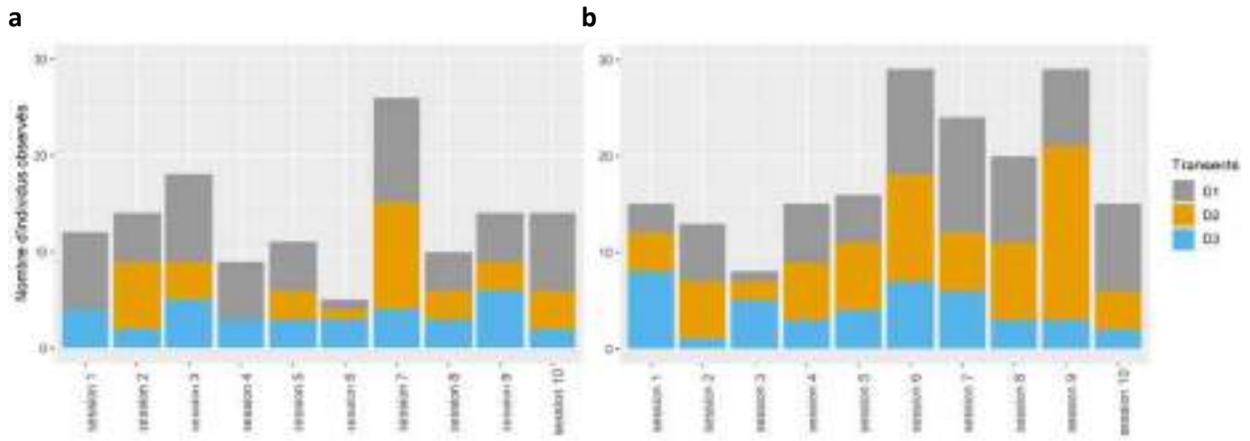


Figure 20: Graphiques mettant en évidence la présence d'une différence de temporalité (le nombre d'individus vus par transect) en a 2016 et b 2019.

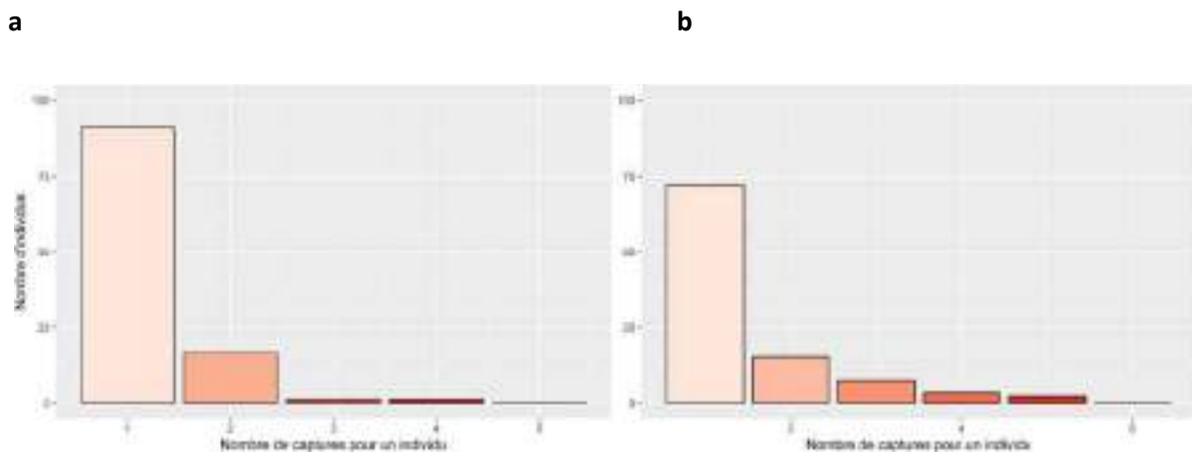


Figure 21: Histogrammes mettant en évidence l'hétérogénéité individuelle en a 2016 et b 2019.

Cette technique a l'avantage d'être non intrusive et permet un effort d'échantillonnage important en termes de temps (**Annexe 5 : Tableau 1**) (Wester, 2019) et de recouvrement spatiale (**Figure 13**). En ce qui concerne le paramétrage, le test non significatif entre le taux de détection des modes

« détecteur » et « régulier » indique que les deux modes peuvent être utilisés. Il aurait cependant fallu effectuer ces comparaisons sur des cibles similaires en faisant varier la distance entre la cible et la caméra. Ceci aurait permis de déterminer précisément à partir de quelle distance la cible cesse d'être détectée (Rowcliffe et al., 2011).

Il a été envisagé de compléter cette méthodologie par des observations directes (Welbourne, 2015) avec comme but d'observer le comportement des geckos et de leurs interactions avec les végétaux. Cependant, la faible probabilité d'observation aurait rendu cette méthode incertaine. Durant les nombreuses heures sur le terrain pour la pose et la récupération des caméras, seuls deux individus ont été directement observés.

Le nombre de geckos détectés dans cette étude, rapporté à l'effort d'échantillonnage, est nettement inférieur à ceux reporté dans des études similaires (Welbourne et al., 2015 ; Wester, 2019). Le faible nombre d'individus pourrait fortement expliquer le fait qu'aucune interaction n'a été observée. En plus du faible effectif de base que constitue 50 individus pour une population, le suivi post-translocation qui est effectué par les agents du Parc national suppose que l'effectif actuel de la population est bien moindre.

Malgré ces faibles effectifs, le fait d'avoir eu deux observations, dont aucune sur les fleurs, pourrait témoigner de l'absence d'interaction. Les deux observations sont en effet dans une zone où de nombreuses caméras ont été posées. Sachant que les déplacements linéaires de *P. borbonica* sont de 9 m pour les mâles et 14 m pour les femelles (Bonnano 2016) et que 16 caméras ont été posées dans un rayon de 14 m autour des points d'observation, les conditions étaient propices à l'observation d'interactions.

L'absence d'interaction de support entre *P. borbonica* et les espèces végétales suivies pourrait être expliquée par une pression de compétition exercée par les reptiles exotiques (**Figure 15**), notamment de *C. versicolor* (Turpin, 1996 ; Das et al., 2008). La compétition est en effet un facteur limitant pour les geckos du genre *Phelsuma* (Sanchez et Probst, 2011 ; Buckland et al., 2014a)

La période a permis de suivre la floraison de 8 espèces sur les 30 espèces végétales présentes. Poursuivre l'étude sur une année complète permettrait de suivre certaines espèces dont les fleurs

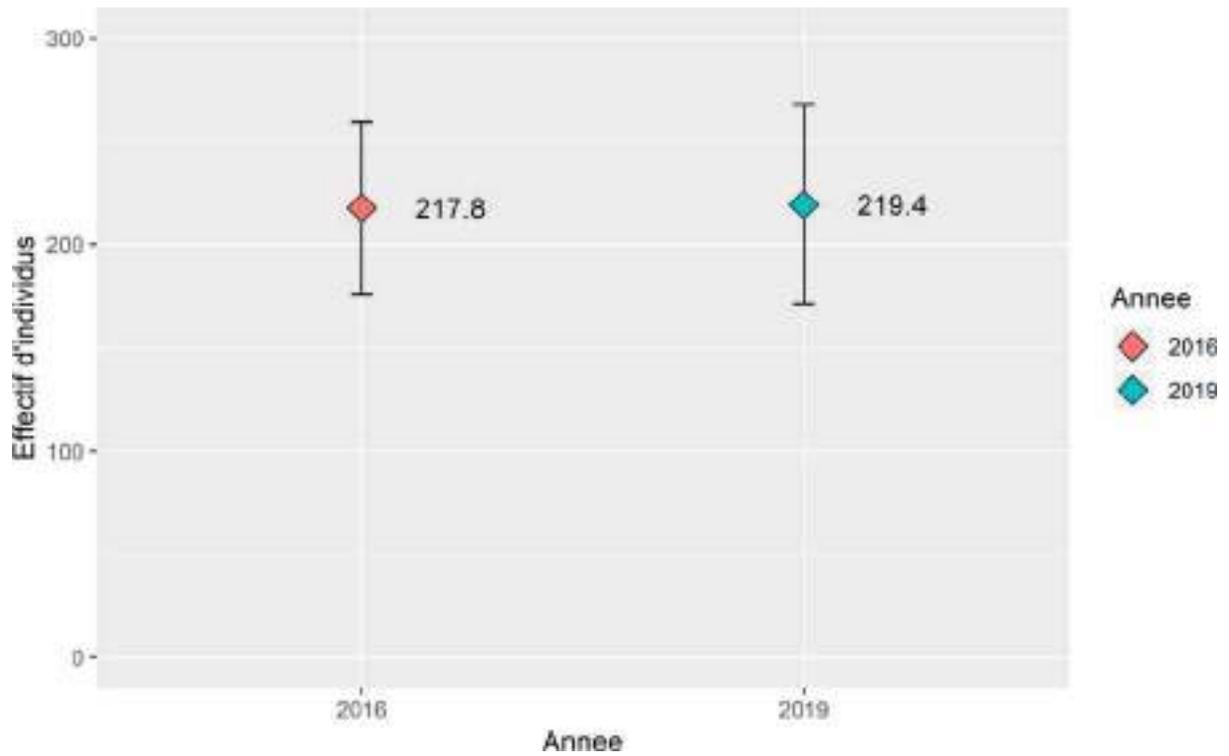


Figure 22: Estimation du nombre d'individus matures dans la population du transect D pour les étés 2016 et 2019. Les barres d'erreurs représentent les intervalles de confiance 95%.



Figure 23: Cartes de chaleurs représentant la densité de geckos observée.

sont susceptibles d'attirer les geckos, comme le *Pandanus sylvestris* Bory (Sanchez et Probst., 2017) ou *Scolopia heterophylla* (Lam.) Sleumer (Buckland et al., 2014b), et dont la floraison n'a pas eu lieu durant la période de l'étude.

Les résultats de l'analyse des visites de fleurs des espèces *E. buxifolia*, *M. balata* et *F. mauritiana* montrent qu'elles sont visitées par plusieurs espèces vertébrées et donc que ces espèces ont potentiellement d'autres pollinisateurs que *P. borbonica*. L'abondance des oiseaux visitant des fleurs a déjà été mesurée dans une autre étude utilisant la méthode du caméra-trapping (Georgian et al., 2015).

Concernant les espèces dont aucun vertébré n'a visité les fleurs (*A. salicifolia*, *P. senacia* et *D. acutangula*), cela pourrait correspondre à une niche écologique vacante qui pourrait théoriquement être comblée par *P. borbonica* (Lekevičius, 2009). Cependant, l'effort d'échantillonnage est faible pour ces trois espèces (**Annexe 5 : Tableau 4**). De plus, pour réellement étudier le réseau de pollinisation au sein de la forêt sèche, il faudrait inclure les espèces invertébrées dans l'analyse car elles jouent généralement un rôle considérable dans les processus de pollinisation (Faegri et Van der Pijl, 1979, Georgian, 2015) et que les abeilles et les guêpes ont largement été observées sur les espèces suivies.

b) Suivi de l'effectif de la population par la méthode CMR

Cette étude a pu montrer que la translocation n'a pas eu d'impact sur la structure de la population du site donneur. Le prélèvement des 6 femelles n'a en effet pas eu de conséquence sur le nombre de juvéniles dans la population. De plus, sur le site donneur, de nombreux œufs ont été observés dans des sites de ponte artificiels (tubes en PVC) mis à la disposition des geckos. Le fait que les individus aient retrouvé un pouvoir reproducteur est un facteur important montrant que le prélèvement n'a pas impacté la résilience de la population. De tels résultats ont déjà été obtenus sur des populations de geckos en Nouvelle-Zélande (van Winkel, 2008).

Le prélèvement des 14 individus n'a également pas eu d'impact significatif sur l'effectif de la population source. De plus, la comparaison des cartes de chaleur ne semble pas montrer de différence dans la répartition des zones à forte densité de *P. borbonica* (**Figure 22**).

Cette absence d'impact, tant au niveau de l'effectif que de la structure de la population, peut s'expliquer par le faible nombre d'individus prélevés sur ce transect pour la translocation. Les

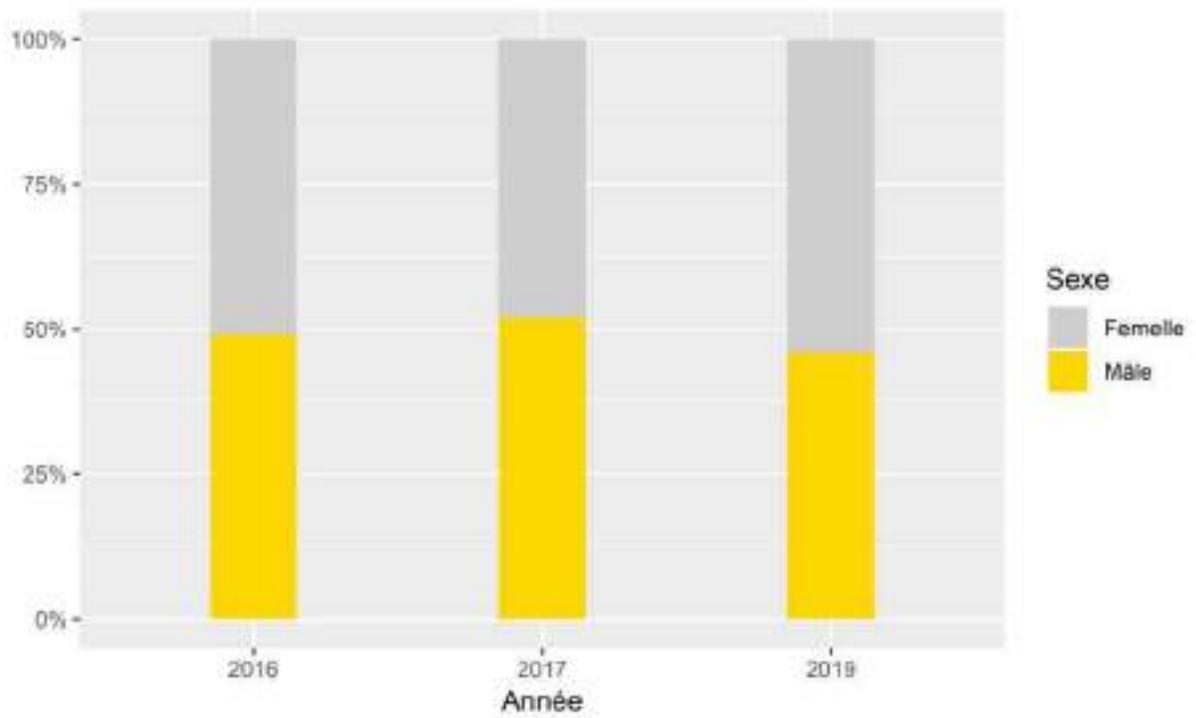


Figure 24: Comparaison graphique du sexe ratio entre 2016, 2017 et 2019.

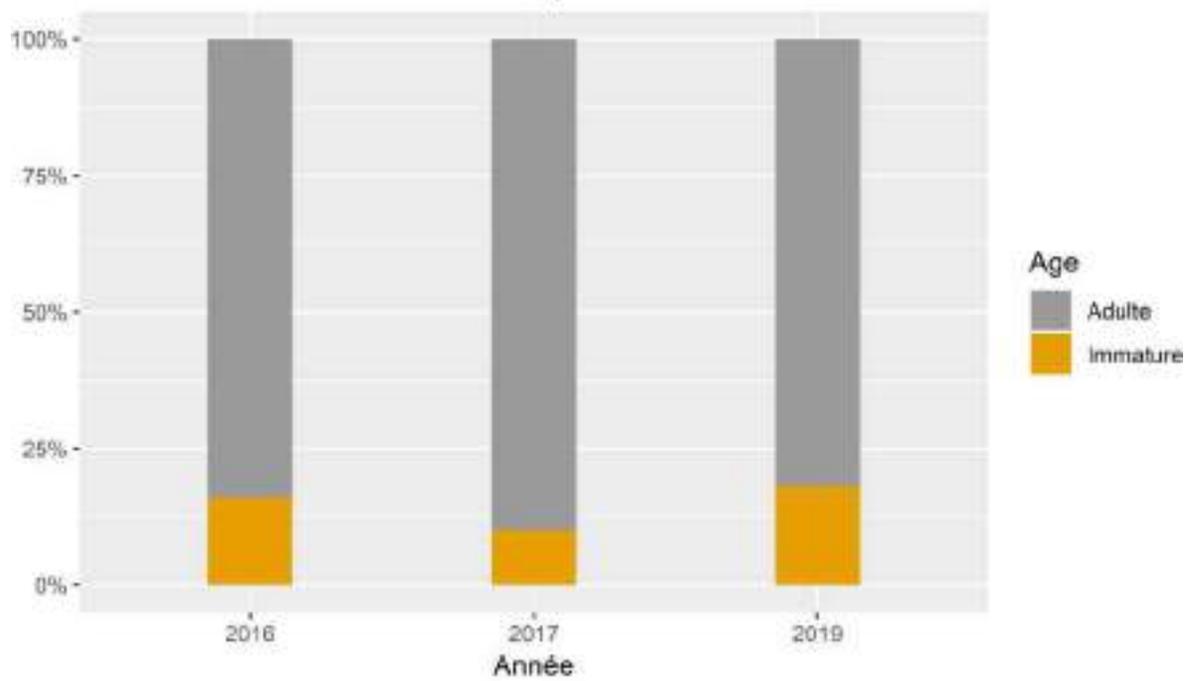


Figure 25: Comparaison graphique de la proportion d'adulte et d'immature entre 2016, 2017 et 2019.

critères UICN préconisent un prélèvement maximal de 10% de l'effectif total (UICN, 2013) alors qu'il a été prélevé uniquement 6,5 % dans cette translocation. De plus, les caractéristiques reproductrices de *P. borbonica* peuvent aussi expliquer cette bonne résilience. En effet, même s'il existe un pic de reproduction entre mars et septembre, cette espèce est capable de se reproduire toute l'année (Sanchez, 2008).

Comme énoncé en résultats, les données obtenues en 2017 n'ont pas pu être exploitées. Aucun des modèles ne permet d'établir une estimation cohérente de la taille de la population pour cette année. Ceci est sûrement dû au faible effort d'échantillonnage puisque seulement 4 sessions ont été réalisées en 2017 contre 10 en 2016 et 2019. Cette observation montre l'importance de multiplier les sessions d'observations, qui permet d'augmenter le taux de recapture (Courtois et al., 2013).

En perspective, il serait intéressant de continuer à suivre cette population et de comparer les photographies obtenues au cours de chaque année de suivi. Les données obtenues en 2017 pourraient dans ce cas être utilisées. Ceci permettrait d'établir de façon précise certains paramètres démographiques propres à cette espèce tels que le sexe-ratio, la survie des adultes et des juvéniles et l'espérance de vie moyenne. Étudier comment la population source se restaure après un prélèvement est important pour étudier les mécanismes de densité dépendance qui régulent les populations (Dimond et Armstrong, 2007).

Conclusion

Le suivi post-translocation a montré que le prélèvement n'a pas eu d'impact sur la population source du site donneur. Cela montre que les populations de *P. borbonica* sont capables de se restaurer après un prélèvement raisonné. Cependant, l'implantation d'une nouvelle population semble poser problème dans le site receveur. Les geckos non retrouvés depuis la translocation peuvent être morts ou peuvent être sortis de la zone d'étude. Ce sont en général ces facteurs qui sont responsables de la non-implantation des reptiles après une translocation (Germano et Bishop, 2009). Malgré ces faibles effectifs, il est important de continuer à suivre cette population sur plusieurs années pour détecter si certains individus ne se sont pas reproduits sur le site. En effet, l'étude de l'effectif d'une population transloquée sur un plus long terme a montré l'implantation de la population 10 ans après l'introduction (Bell et Herbert, 2017).

Même si le faible effectif de la population sur le site receveur n'a pas permis de révéler des interactions entre *P. borbonica* et la flore indigène du Cap Francis, il semble difficile de conclure qu'aucune interaction n'existe. En effet, l'effectif de la population paraît trop faible pour étudier efficacement de telles relations. Pour réellement voir les interactions avec les végétaux indigènes, il serait intéressant d'effectuer ce type d'étude sur un site où l'espèce est plus abondante ou attendre que la population du Cap Francis se soit bien implantée. De plus, une meilleure connaissance de l'écologie en amont permettrait de cibler les espèces végétales préférées par cette espèce et ainsi d'estimer la part de pollinisation attribuable au gecko vert de Bourbon en forêt sèche de La Réunion.

Références

- Akaike, H. 1973. "Information theory and an extension of the maximum likelihood principle". in Petrov, B.N. et F. Csáki. 1971. *2nd International Symposium on Information Theory*, Tsahkadsor, Armenia, USSR. Akadémiai Kiadó, pp. 267–281.
- Austin, J., E. Arnold, et C. Jones. 2004. Reconstructing an island radiation using ancient and recent DNA: the extinct and living day geckos (*Phelsuma*) of the Mascarene islands. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 31(1) :109–122.
- Barbé, M., N. Fenton, C. Lavergne, T. Le Péchon, C. Baider, et L. Gigord. 2015. Changes in lowland dry-forest native and alien plant communities on Réunion (Indian Ocean) over sixteen years. *Botany*, 93.
- Bell, T. et S. Herbert. 2017. Establishment of a Self-Sustaining Population of a Long-Lived, Slow-Breeding Gecko Species (Diplodactylidae: *Hoplodactylus duvaucelii*) Evident 15 Years after Translocation. *Journal of Herpetology*, 51. 37-46.
- Bonnano, 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. Rapport de Master 2 B.
- Bonnano, A., J. Clemencet, M. Sanchez. 2017. Projet LIFE + forêt sèche : suivi de la tendance démographique de la population de Gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) de la Plaine d'Affouches et mise en place d'une action de gestion.
- Calvino-Cancela, M., M. Escudero, J. Rodriguez-Perez, E. Cano, P. Vargas, G. Velo-Antón et A. Traveset. 2012. The role of seed dispersal, pollination and historical effects on genetic patterns of an insular plant that has lost its only seed disperser. *Journal of Biogeography*, 39.
- CADET, T. 1977. La végétation de l'île de La Réunion : Etude phytoécologique et phytosociologique. Thèse de Doctorat d'état, Université Aix Marseille III, 362 p. [Réimpression 1980, Imprimerie Cazal, Saint-Denis de la Réunion]
- Carthew, S.M. et E. Slater. 1991. Monitoring Animal Activity with Automated Photography. *The Journal of Wildlife Management*, 55 :689.
- Chao, A.. 2001. An overview of closed capture-recapture models. *JABES*, 6 :158–175.
- Courtois, E..A., J. Devillechabrolle, M. Dewynter, K. Pineau, P. Gaucher et J. Chave. 2013. Monitoring Strategy for Eight Amphibian Species in French Guiana, South America. *PLoS ONE* 8

- Cox, P.A. 1983. Extinction of the Hawaiian Avifauna Resulted in a Change of Pollinators for the ieie, *Freycinetia arborea*. *Oikos*, 41 :195.
- Deso, G., J.-M. Probst, M. Sanchez et I. Ineich. 2008. *Phelsuma inexpectata* Mertens, 1966 et *Phelsuma borbonica* Mertens, 1942 (Squamata : Gekkonidae) : deux geckos potentiellement pollinisateurs de l'île de La Réunion.
- Dimond, W..J. et D.P. Armstrong. 2007. Adaptive harvesting of source populations for translocation: a case study using New Zealand robins. *Conservation Biology*, 21 :114– 124.
- Duret, C. 2004. *Obetia ficifolia* (Urticaceae): a pachycaul nettle in danger. *Bradleya*, 22 :43–52.
- Ennos, R. 1994. Estimating the relative rates of pollen and seed migration among plant populations. *Heredity*, 72.
- Faegri, K., & L. van der Pijl. 1979. The principles of pollination ecology (3d rev. ed). *Oxford*, New York: Pergamon Press.
- Flores O., J.-N. Rivière, G. Lebreton, A. Le Pape et P. Stamenoff. 2014. Suivi et évaluation des processus de restauration et de reconstitution du projet LIFE+ COREXERUN.
- Georgian, E., Z. Fang, E. Emswiller et A. Pidgeon. 2015. The pollination ecology of *Rhododendron floccigerum* Franchet (Ericaceae) in Weixi, Yunnan Province, China. *JPE* 16.
- Germano, J.M. et P.J. Bishop. 2009. Suitability of amphibians and reptiles for translocation. *Conserv. Biol*, 23 :7–15.
- Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter et C. Reed. 1989. Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science*, 245(4917) :477–480.
- Griffiths, C. J., C.G. Jones, D.M. Hansen, M. Puttoo, R.V. Tatayah, C.B. Maller, et S. Harris. 2010. The Use of Extant Non-Indigenous Tortoises as a Restoration Tool to Replace Extinct Ecosystem Engineers. *Restoration Ecology*, 18(1), 1–7.
- Hansen, D. M., K. Beer, et C.B. Müller. 2006. Mauritian coloured nectar no longer a mystery: a visual signal for lizard pollinators. *Biology Letters*, 2(2) :165–168.
- Hayden, B., et D. Greene. 2009. Tropical Dry Forest Structure, Distribution and Dynamics. *Tropical Biology and Conservation Management*, V.
- Heleno, R, M. Devoto et M. Pocock. 2012. Connectance of species interaction networks and conservation value: Is it any good to be well connected?. *Ecological Indicators*. 14 :7-10.

- Herrel, A., B. Vanhooydonck et R. van Damme. 2004. Omnivory in lacertid lizards: adaptive evolution or constraint? *J. Evol. Biol.*, 17 :974–984.
- Janzen, D. 1988. Chapter 14, Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. *Biodiversity*. Washington (DC): National Academic Press (US).
- Kaiser-Bunbury, C.N., A. Traveset et D.M. Hansen. 2010. Conservation and restoration of plant–animal mutualisms on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(2) :131–143.
- Kaiser-Bunbury, C., J. Mougai, A. Whittington, T. Valentin, R. Gabriel, J. Olesen et N. Blüthgen. 2017. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature*, 542.
- Knox, D.C. et J. Monks. 2014. Penning prior to release decreases post-translocation dispersal of jeweled geckos. *Animal Conservation*. 17.
- Le Péchon, T., M. Sanchez, L. Humeau, L.D.B. Gigord, L. et L.-B Zhang. 2013. Vertebrate pollination of the endemic *Trochetia granulata* (Malvaceae) on Réunion. *Journal of Tropical Ecology*, 29(04) :353–356.
- Lekevičius, E. 2009. Vacant niches in nature, ecology, and evolutionary theory: a mini-review 10.
- LIFE+ COREXERUN, 2008a - PLAN DE CONSERVATION - Conservation, restauration et reconstitution des habitats semi-xérophiles du massif de la Montagne sur l'île de La Réunion. Parc national de La Réunion.
- LIFE+ COREXERUN, 2008b - LISTE DES 48 ESPECES REINTRODUITES SUR LES SITES DU PROJET LIFE + COREXERUN. Parc national de La Réunion.
- LIFE+ COREXERUN, 2014a - Livret 1: Acquisition des connaissances. Parc National de La Réunion
- LIFE+ COREXERUN, 2014b - Livret 3: Mise en culture. Parc National de La Réunion
- LIFE+ Forêt Sèche, 2015. Résumé. Parc National de La Réunion
- Lord, J. 1991. Pollination and seed dispersal in *Freycinetia baueriana*, a dioecious liane that has lost its bat pollinator. *New Zealand Journal of Botany - N Z J BOT*, 29 :83-86.
- Machado I.C. et A.V. Lopes. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Ann Bot.*, 94(3) :365–376.
- MacArthur, R.H. et E. O. Wilson. 1967. The Theory of Island Biogeography. *Princeton University Press, Princeton, NJ*.
- Marcus R. J., C. Carbone, P. A. Jansen, R. Kays, et B. Kranstauber. 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach: Quantifying camera trap sensitivity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2 :464–476.

- Melidonis, C.A. et C.I. Peter. 2015. Diurnal pollination, primarily by a single species of rodent, documented in *Protea foliosa* using modified camera traps. *South African Journal of Botany*, 97 :9–15.
- Mcconkey, K. et D. Drake. 2015. Low redundancy in seed dispersal within an island frugivore community. *AoB PLANTS*. 7.
- Noble-James, T., N. Bunbury, C. Kaiser-Bunbury et D. Bell. 2011. Ecology and co-existence of two endemic day gecko (*Phelsuma*) species in Seychelles native palm forest. *Journal of Zoology*, 283 :73 - 80
- Nyhagen, D.F., C. Kragelund, J. M. Olesen et C.G. Jones. 2001. Insular interactions between lizards and flowers: flower visitation by an endemic Mauritian gecko. *J. Trop. Ecol.*, 17 :755–761.
- Nyiramana, A., I. Mendoza, B.A. Kaplin et P.-M. Forget. 2011. Evidence for Seed Dispersal by Rodents in Tropical Montane Forest in Africa: Seed Dispersal by Rodents in Africa. *Biotropica*, 43 :654–657.
- Olden, J. 2006. Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, 33 :2027 - 2039.
- Olesen, J. M. et A. Valido. 2003. Lizards as pollinators and seed dispersers: an island phenomenon. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4) :177–181.
- Olesen, J. M. et P. Jordano. 2002. Geographic Patterns in Plant-Pollinator Mutualistic Networks. *Ecology*, 83 :2416-2424.
- Otis, D., K. P. Burnham, G. C. White et D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildj. Monogr.*, 62 :1-135.
- Pearson, K. 1900. On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. *Philosophical Magazine, Series 5*. 50 (302) :157–175.
- Petit, R. J., J. Duminil, S. Fineschi, A. Hampe, D. Salvini et G. G. Vendramin. 2005. INVITED REVIEW: Comparative organization of chloroplast, mitochondrial and nuclear diversity in plant populations. *Molecular ecology*, 14 :689-701.
- Pedrono, M., O. L. Griffiths, A. Clausen, L. L. Smith, C. J. Griffiths, L. Wilmé et D. A. Burney. 2013. Using a surviving lineage of Madagascar's vanished megafauna for ecological restoration. *Biological Conservation*, 159 :501–506.
- 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 les sites donneurs et les sites receveurs. Rapport de Master 2 BIOGET, *Université de Montpellier*.
- Piteau A. & M. Sanchez. 2018 - Protocole de la phase opérationnelle de la translocation du gecko vert de Bourbon. *Cellule LIFE+ FS et NOI*.

- Probst, J.-M. 1998. Les Scincidae disparus de La Réunion : le Grand Scinque *Leiolopisma sp.*, le Scinque de Bojer *Gongylomorphus bojerii* et le Scinque de Bouton *Cryptoblepharus boutonii*. *Bulletin Phaeton*, 17 :33– 35.
- R Core Team. 2017. R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rivest, L.-P. et S. Baillargeon. 2014. Rcapture ; Loglinear Models for Capture-Recapture Experiments, R package version 1.4-2. <https://CRAN.R-project.org/package=Rcapture>.
- Sanchez, M. 2008. Le gecko vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica* Mertens 1966, atlas de répartition, écologie et conservation. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 126 :9–23.
- Sanchez, M. et J.-M. Probst. 2011. Distribution and conservation status of the Manapany day gecko, *Phelsuma inexpectata* MERTENS, 1966, an endemic threatened reptile from Réunion Island (Squamata: Gekkonidae) 16.
- Sanchez, M., et J.-M Probst. 2012. Présentation et clé de détermination des geckos verts du genre *Phelsuma* (Gray, 1825) de l'île de La Réunion (Squamata : Gekkonidae). 7
- Sanchez, M. 2012. Mitigating habitat loss by artificial egg laying sites for Reunion day gecko *Phelsuma borbonica*, Sainte Rose, Reunion Island, 5.
- Sanchez, M. et A. Piteau. 2018. Protocole de la phase opérationnelle de la translocation du gecko vert de Bourbon.
- Sarrailh, J.-M. 2008. Étude de la forêt semi-sèche de la Réunion : application à la réhabilitation de la flore indigène. *Bois et forêts des tropiques*, pp. 57–69.
- Schwarz, G. E. 1978, Estimating the dimension of a model, *Annals of Statistics*, 6 (2) :461–464.
- Seddon, P. 2010. From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restoration Ecology*, 18 :796 - 802.
- Society for Ecological Restoration International, Science & Policy Working Group. 2004. SER International Primer on Ecological Restoration. V2.
- Stanley, T.R. et K.P. Burnham. 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 6 :197-209
- Strasberg, D., M. Rouget, D. M. Richardson, S. Baret, J. Dupont, et R. M. Cowling. 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. *Biodiversity and Conservation*, 14(12) :3015–3032.
- Tamon, J.-M., V. Russeil, et H. Thomas. 2018. Observations de trois pollinisateurs endémiques et d'un pollinisateur indigène sur les fleurs de *Hibiscus boryanus* DC. sur l'île de La Réunion (Passeriformes :

- Zosteropidae ; Squamata : Gekkonidae ; Hymenoptera : Apidae). *Cahiers scientifiques de l'océan Indien occidental*, 9 :11-14.
- Thébaud, C., B. H. Warren et A. Cheke. 2009. MASCARENE ISLANDS, BIOLOGY. *Encyclopedia of Islands*, 612–619.
- Traveset, A. et E. Sáez. 1997. Pollination of *Euphorbia dendroides* by Lizards and Insects: Spatio-Temporal Variation in Patterns of Flower Visitation. *Oecologia*, 111(2) :241–248.
- Traveset, A. et N. Riera. 2005. Disruption of a Plant-Lizard Seed Dispersal System and Its Ecological Effects on a Threatened Endemic Plant in the Balearic Islands. *Conservation Biology*, 19 :421 - 431.
- Trolliet, F., M.-C Huynen, C. Vermeulen et A. Hambuckers. 2014. Use of camera traps for wildlife studies. A review. 10.
- Turpin, A. 1996. Description d'une espèce de reptile en progression constante dans les îles des Mascareignes : l'Agame arlequin Calotes versicolor. *Bulletin Phaethon* 4 :81-82.
- UICN. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. The Reintroduction and Invasive Species Specialist Group's Task Force on Moving Plants and Animals for Conservation Purposes. Version 1.0
- UICN France & MNHN. 2010a. La liste rouge des espèces menacées en France. Flore vasculaire de La Réunion. Dossier de presse - décembre 2010
- UICN France & MNHN, 2010b. La liste rouge des espèces menacées en France. Premiers résultats pour la faune de La Réunion. Dossier de presse - 1er juillet 2010
- Valido, A. et J. M. Olesen. 2019. Frugivory and Seed Dispersal by Lizards: A Global Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7 :49.
- van Winkel, D. 2008. Efficiency of techniques for posttranslocation monitoring of the Duvaucel's gecko (*Hoplodactylus duvaucelii*) and evidence of native avian predation on lizards. *Unpublished MSc thesis. Auckland, Massey University*. 216 p.
- Walker, H. W. 1940. Degrees of Freedom. *Journal of Educational Psychology*. 31(4) :253-269
- Welbourne, D. 2013. A method for surveying diurnal terrestrial reptiles with passive infrared automatically triggered cameras. *Herpetological Review* 44 :247–250
- Welbourne, D.J., C. MacGregor, D. Paull et D. B. Lindenmayer. 2015. The effectiveness and cost of camera traps for surveying small reptiles and critical weight range mammals: a comparison with labour-intensive complementary methods. *Wildl. Res.*, 42 :414.
- Welch, B.L. 1947. The Generalization of `Student's' Problem when Several Different Population Variances are Involved. *Biometrika* 34 :28.

Wester, P. 2019. First observations of nectar-drinking lizards on the African mainland. *Pl. Ecol. Evol.*, 152 :78–83.

Wotton, D. M. et D. Kelly. 2011. Frugivore loss limits recruitment of large-seeded trees. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 278 :3345–3354.

Annexe 1

Tableau 1: Espèces de *Phelsuma* de l'Océan Indien et plantes à fleurs mellifères associées.

| Lieu | Espèce de gecko | Espèce visitée | Source |
|-------------------|-----------------------------------|---|---|
| Maurice | <i>Phelsuma ornata</i> Gray | <i>Gastonia mauritiana</i> Marais | (Hansen, et al. 2006, Nyhagen et al. 2001) |
| | | <i>Lomatophylum tormentorii</i> Marais | |
| | | <i>Polyscias maraisiana</i> Lowry & G.M.Plunkett | |
| | | <i>Nesocodon mauritianus</i> (I.Richardson) Thulin | |
| | | <i>Trochetia boutoniana</i> F.Friedmann | |
| | | <i>Trochetia blackburniana</i> Bojer | |
| Maurice | <i>Phelsuma cepediana</i> Milbert | <i>Roussea simplex</i> Sm. | (Hansen et al. 2006) |
| Seychelles | <i>Phelsuma sundbergi</i> Rendahl | <i>Lodoicea maldivica</i> (J.F.Gmel.) Pers. | (Noble et al. 2011) |
| La Réunion | <i>Phelsuma borbonica</i> Mertens | <i>Acacia heterophylla</i> Willd. <i>Acanthophoenix crinita</i> H.Wendl. | (Deso et al. 2008; Le Péchon et al. 2013; Tamon et al., 2018) |
| | | <i>Acanthophoenix rubra</i> H.Wendl. | |
| | | <i>Agarista buxifolia</i> G.Don <i>Agarista salicifolia</i> G.Don | |
| | | <i>Aloe macra</i> Haw. | |
| | | <i>Angraecum bracteosum</i> Balf.f. & S.Moore | |
| | | <i>Angraecum cadetti</i> Bosser | |
| | | <i>Aphloia theiformis</i> Benn. | |
| | | <i>Astelia hemichrysa</i> Brongn. Ex Cordem. | |
| | | <i>Chassalia corallioides</i> (Cordem.) Verdc. | |
| | | <i>Claoxylon parviflorum</i> A.Juss | |
| | | <i>Cordyline mauritiana</i> J.F.Macbr. <i>Diclyosperma album</i> H.Wendl. & Drude | |
| | | <i>Drypetes caustica</i> (Frapp. ex Cordem.) Airy Shaw | |
| | | <i>Eugenia buxifolia</i> Lam. <i>Geniostoma borbonicum</i> Spreng. <i>Hibiscus boryanus</i> DC. <i>Hyophorbe indica</i> Gaertn. | |
| | | <i>Hypericum lanceolatum</i> Lam. | |
| | | <i>Labourdonnaisia calophylloides</i> Bojer | |
| | | <i>Mimusops balata</i> C.F.Gaertn. | |
| | | <i>Mussaenda borbonica</i> Lapeyrere | |
| | | <i>Nastus borbonicus</i> J.F.Gmel | |
| | | <i>Nuxia verticillate</i> Lam. | |
| | | <i>Olea europea</i> L. | |
| | | <i>Olea lancea</i> Lam. | |
| | | <i>Pandanus purpuraescens</i> Thouars | |
| | | <i>Pandanus utilis</i> Bory <i>Pittosporum senacia</i> Putt. <i>Sideroxylon borbonicum</i> A.DC. | |
| | | <i>Sideroxylon majus</i> (Gaertn.) Baehni <i>Syzygium borbonicum</i> J.Gueho & A.J.Scott | |
| | | <i>Terminalia bentzoe</i> Pers. | |

Trochetia granulata Corderm.

Réunion

Phelsuma inexpectata Mertens

Aloe macra Haw.
Aphloia theiformis Benn.
Dracaena reflexa Lam.

(Deso et al. 2008)

Gastonia cutispongia Lam.

Ipomoea pes-caprae (L.) R.Br.

Latania lontaroides (Gaertn.) H.E.Moore

Mimusops balata C.F.Gaertn.

Obetia ficifolia Gaudich.

Pandanus utilis Bory

Psiadia retusa DC.

Scaevola taccada (Gaertn.) Roxb.

Terminalia bentzoe Pers.

Annexe 2

Tableau 2 : Espèces végétales ligneuses des forêts semi-sèche de l'île de La Réunion (LIFE+ Forêt sèche) et leur statut de protection (UICN,2010)

| Nom scientifique | Nom vernaculaire | Statut UICN* | Nom scientifique | Nom vernaculaire | Statut UICN* |
|--|----------------------|--------------|---|------------------------|--------------|
| <i>Abutilon exstipulare</i> Cordem. | Mauve | EN | <i>Hibiscus columnaris</i> Cav. | Mahot rempart | CR |
| <i>Antirhea borbonica</i> J.F.Gmel | Bois d'osto | LC | <i>Indigofera amnoxylum</i> (DC.) Polhill | Bois de sable | CR |
| <i>Aphloia theiformis</i> Benn. | Change écorce | LC | <i>Latania lontaroides</i> (Gaertn.) H.E.Moore | Latanier rouge | CR |
| <i>Caesalpinia bonduc</i> Roxb. | Bonduc | VU | <i>Mimusops balata</i> C.F.Gaertn | Grand natte | LC |
| <i>Cassine orientalis</i> Kuntze | Bois rouge | LC | <i>Molinaea alternifolia</i> Willd. | Tan george | LC |
| <i>Clerodendrum heterophyllum</i> (Poir.) W.T.Aiton | Bois de chenilles | CR | <i>Myonima obovata</i> Lam. | Bois de prune rat | LC |
| <i>Coptosperma borbonicum</i> (Hend. & Andr.Hend.) De Block | Bois de pintade | EN | <i>Obetia ficifolia</i> Gaudich. | Bois d'ortie | EN |
| <i>Cossinia pinnata</i> Comm. ex Lam. | Bois de judas | LC | <i>Olea europaea</i> var. <i>africana</i> (Mill.) P.S.Green | Bois d'olive noir | LC |
| <i>Croton mauritanus</i> Lam. | Ti bois de senteur | CR | <i>Olea lancea</i> Lam. | Bois d'olive blanc | LC |
| <i>Dictyosperma album</i> H.Wendl. & Drude | Palmiste blanc | CR | <i>Phyllanthus casticum</i> P. Willemet | Bois de demoiselle | VU |
| <i>Diospyros borbonica</i> I.Richardson | Bois noir des hauts | VU | <i>Pittosporum senacia</i> Putt. | Bois de joli coeur | LC |
| <i>Dodonaea viscosa</i> Jacq. | Bois d'arnette | LC | <i>Pleurostyliya pachyphloea</i> Tul. | Bois d'olive gros peau | LC |
| <i>Dombeya acutangula</i> Cav. | Mahot tantan | VU | <i>Poupartia borbonica</i> J.F.Gmel | Bois blanc rouge | CR |
| <i>Dombeya populnea</i> Baill. | Bois de senteur bleu | CR | <i>Pouzolzia laevigata</i> Gaudich. | Bois de fièvre | NT |
| <i>Doratoxylon apetalum</i> var. <i>diphyllum</i> (Cordem.) F. Friedmann | Bois de gaulette | LC | <i>Ruizia cordata</i> Cav. | Bois de senteur blanc | CR |
| <i>Dracaena reflexa</i> Lam. | Bois de chandelle | LC | <i>Scolopia heterophylla</i> (Lam.) Sleumer | Bois de prune | EN |
| <i>Erythroxylum hypericifolium</i> Lam. | Bois d'huile | VU | <i>Scutia myrtina</i> Merr. | Bois de sinte | LC |
| <i>Erythroxylum sideroxyloides</i> Lam. | Bois de ronde | VU | <i>Securinea durissima</i> J.F.Gmel. | Bois dur | LC |
| <i>Eugenia buxifolia</i> Lam. | Bois de nèfles | LC | <i>Stillingia lineata</i> Müll.Arg. | Tanguin | CR |

| | | | | | |
|----------------------------------|------------------------|----|--|--------------------------|----|
| <i>Fernelia buxifolia</i> Lam. | Bois de buis | EN | <i>Tabernaemontana persicariifolia</i> Jacq. | Bois de lait | CR |
| <i>Ficus reflexa</i> Thunb. | Affouche bâtard | LC | <i>Terminalia bentzoë</i> L. | Benjoin | CR |
| <i>Ficus rubra</i> Roth. | Affouche rouge | LC | <i>Toddalia asiatica</i> Baill. | Liane patte poule | LC |
| <i>Foetidia mauritiana</i> Lam. | Bois puant | CR | <i>Turraea thouarsiana</i> (Baill.) Cavaco & Keraudren | Bois de quivi | LC |
| <i>Gastonia cutispongia</i> Lam. | Bois d'éponge | CR | <i>Vepris lanceolata</i> (Lam.) G.Don | Patte poule | VU |

* CR: En danger critique d'extinction ; EN: En danger ; VU: Vulnérable ; NT: Quasi menacée ; LC: Préoccupation mineure



PRÉFET DE LA RÉUNION



Direction
de l'environnement, de l'aménagement
et du logement de La Réunion

Service Eau et Biodiversité

Saint-Denis, le

- 3 JUL. 2017

A l'attention de

Monsieur le Directeur
du Parc National
258 rue de la République

97431 PLAINE DES PALMISTES

BORDEREAU D'ENVOI

N° 2017 - 504

| Désignation des pièces | Nombre | Observations |
|--|--------|-------------------|
| Décision n° 2017-04 de dérogation à une interdiction prévue à l'article L.411-2 du code de l'environnement portant sur les espèces protégées par la capture, l'enlèvement, le transport et l'utilisation de spécimens de l'espèce animale protégée <i>Phelsuma borbonica</i> | 1 | Pour attribution. |

L'adjointe à la Cheffe de l'Unité Biodiversité

Isabelle BRACCO

Affaire suivie par :
Isabelle Bracco
Tél. 02 62 94 76 51
isabelle.bracco@developpement-durable.gouv.fr



PRÉFET DE LA RÉUNION

Préfecture

- 3 JUIL. 2017

Saint-Denis, le

Direction des relations externes et du cadre de vie

Bureau du cadre de vie

DECISION n° 2017- 04
de dérogation à une interdiction prévue à l'article L. 411-2
du code de l'environnement portant sur les espèces protégées
par la capture, l'enlèvement, le transport et l'utilisation
de spécimens de l'espèce animale protégée *Phelsuma borbonica*

LE SECRÉTAIRE GÉNÉRAL CHARGÉ DE L'ADMINISTRATION DE L'ÉTAT A LA RÉUNION

VU le code de l'environnement - livre IV – titre 1^{er} et notamment les articles L411-1, L411-2 et les articles R411-1 à R411-13;

VU les décrets n° 97-34 du 15 janvier 1997 et 97-1206 du 19 décembre 1997 relatifs à la déconcentration des décisions administratives individuelles ;

VU le décret n° 97-1204 du 19 décembre 1997 concernant les décisions administratives relevant du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement;

VU l'arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de demande et d'instruction des autorisations exceptionnelles d'activités portant sur des espèces de faune et de flore sauvages protégées;

VU le décret no 2012-21 du 6 janvier 2012 relatif à certaines dérogations aux mesures de protection de la faune et de la flore ;

VU l'arrêté du 17 février 1989 fixant la liste des espèces animales protégées dans le département de la Réunion ;

VU l'arrêté n°1214 du 24 mai 2017 portant délégation de signature à M. Jean-Michel MAURIN directeur de l'environnement, de l'aménagement et du logement de La Réunion ;

VU la décision n° 2017/06/01 DIR 36 en date du 1er juin 2017 portant subdélégation de signature à certains agents placés sous l'autorité du directeur de la DEAL ;

VU la demande de dérogation du Parc national de la Réunion en date du 23 février 2017 ;

VU l'avis du Conseil scientifique du Parc national en date du 22 novembre 2016 ;

VU l'avis du CSRPN en date du 22 mars 2017 ;

VU l'avis du CNPN en date du 21 mars 2017 ;

CONSIDERANT les missions du Parc national de La Réunion ;

CONSIDERANT le fait que le projet répond à « l'intérêt de la protection de la faune et de la flore sauvages et de la conservation des habitats naturels »

CONSIDERANT que l'opération envisagée permettra de mieux connaître l'espèce *Phelsuma borbonica* ;

CONSIDERANT que M. Maurice Barate, nommé secrétaire général de la préfecture de La Réunion par décret du 8 janvier 2015, assure l'intérim des fonctions de préfet de la région et du département de La Réunion à compter du 25 mai 2017 ;

Sur proposition du Directeur de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement,

DECIDE :

ARTICLE 1 – OBJET DE L'AUTORISATION

Le Parc national de La Réunion est autorisé à procéder l'opération de translocation de 50 spécimens de *Phelsuma borbonica* depuis le site donneur (Plaine d'Affouches, Commune de Saint Denis) vers le site receveur (Cap Francis, Commune de La Possession).

Le Parc national de La Réunion est autorisé à réaliser ces opérations sous les conditions suivantes :

- (1) La capture des spécimens sur le site donneur n'occasionnera aucune blessure ni mutilation.
- (2) Une action de lutte contre les prédateurs introduits et les compétiteurs les plus problématiques aura lieu sur le site receveur, avant et pendant la réintroduction.
- (3) Une étude des ressources alimentaires disponibles aura lieu sur le site receveur afin de juger de leur quantité et une stratégie sera mise en place en cas d'insuffisance.
- (4) En amont de la translocation, une stratégie de sortie sera élaborée afin de prévoir les actions adaptées en cas de problème. Elle sera mise en œuvre le cas échéant.
- (5) Un suivi des spécimens transloqués aura lieu sur 20 ans (reproduction, état de santé, taille de population, dispersion). Ce suivi sera adapté en fonction des résultats obtenus.
- (6) La viabilité sur le long terme de la population transloquée sera étudiée à travers un suivi génétique ou une possibilité de connexion avec d'autres populations.
- (7) Cette autorisation est valable pour les agents du Parc national de La Réunion ou les structures mandatées expressément par le Parc national de La Réunion.
- (8) Toutes les dispositions seront prises afin d'éviter la propagation d'espèces exotiques lors de la réalisation des travaux.
- (9) Une information sera faite aux passants sur le cadre légal respecté.
- (10) Tous les déchets et le matériel seront ramenés.
- (11) La capitalisation des connaissances sera organisée afin de les rendre disponibles aux partenaires et structures pouvant en faire la demande, selon les dispositions prévues dans le cadre du SINP Réunion.
- (12) Les modes opératoires et mesures d'accompagnement, de réduction et de compensation prévus au dossier de demande de dérogation seront mis en œuvre.

ARTICLE 2 – LIEU DE REALISATION DE L'OPERATION

Cette autorisation porte uniquement sur les sites de la Plaine d'Affouches (Commune de Saint Denis) et sur le site de Cap Francis (Commune de La Possession) .

ARTICLE 3 – DUREE DE L'AUTORISATION

La présente dérogation est valable jusqu'au 31 décembre 2020.

ARTICLE 4 - COMPTE RENDU D'EXECUTION

Le Parc national de La Réunion transmet à la DEAL les études et protocoles listés aux points 3, 4, 5 et 6 de l'article 1 dans un délai maximum de 6 mois à l'issue de leur réalisation.

Le Parc national de La Réunion transmet à la DEAL le rapport de suivi listé au point 5 de l'article 1 tous les ans avant le 31 décembre de chaque année, pendant les 5 premières années, puis tous les 5 ans pendant les 15 années suivantes.

Le Parc national de La Réunion transmet à la DEAL un compte-rendu global de cette opération avant le 31 décembre 2020. Ce compte-rendu précise les éventuelles difficultés rencontrées. Les travaux et publications que cette opération aura permis d'établir sont joints.

ARTICLE 5 -DELAIS DE RECOURS

La présente décision ne peut être déférée qu'au Tribunal Administratif de SAINT-DENIS de la REUNION et le délai de recours est de deux (2) mois pour le pétitionnaire. Ce délai commence à courir le jour où cette décision lui a été notifiée.

ARTICLE 5 – EXECUTION

Le secrétaire général de la Préfecture, le directeur de l'environnement, de l'aménagement et du logement, le commandant de groupement de gendarmerie nationale de La Réunion, le chef de la brigade nature de l'Océan Indien, le directeur du Parc national de La Réunion, et les agents commissionnés et assermentés à cet effet sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté.

La présente autorisation sera publiée au recueil des actes administratifs de la Préfecture de La Réunion.

Fait à Saint-Denis, le

- 3 JUL. 2017

Pour le Secrétaire général chargé de l'administration de
l'État à La Réunion et par délégation,
Pour le Directeur de l'Environnement,
de l'Aménagement et du Logement, et par subdélégation,
Le Chef du Service Eau et Biodiversité,



Nicolas ROUYER

Annexe 5

Tableau 1: Effort d'échantillonnage par espèce végétale (min = minute, h = heure, j = jour).

| Espèce | Type d'interaction | Effort (min) | Effort (h) | Effort (j) |
|-----------------------|--------------------|--------------|------------|------------|
| <i>M. balata</i> | fleurs | 65711,00 | 1095,18 | 45,63 |
| <i>E. buxifolia</i> | fleurs | 79315,00 | 1321,92 | 55,08 |
| <i>A. salicifolia</i> | fleurs | 27413,00 | 456,88 | 19,04 |
| <i>D. acutangula</i> | fleurs | 8956,00 | 149,27 | 6,22 |
| <i>F. mauritiana</i> | fleurs | 47913,00 | 798,55 | 33,27 |
| <i>R. baccifera</i> | fruits | 4081,00 | 68,02 | 2,83 |
| <i>P. senecia</i> | fleurs | 6625,00 | 110,42 | 4,60 |
| <i>C. orientalis</i> | sève | 15855,00 | 264,25 | 11,01 |
| | Total | 255869,00 | 4264,48 | 177,69 |

Tableau 2: Résultats des tests de "population ouverte".

| Année | Stanley et Burnham | | | Otis et al. 1978 | |
|-------------|------------------------------------|------------|----------------|------------------|----------------|
| | <u>Stat du χ^2</u> | <u>Ddl</u> | <u>P-value</u> | <u>Z-value</u> | <u>P-value</u> |
| 2016 | 10.44 | 9 | 0.32 | -0.54 | 0.29 |
| 2017 | 2.09 | 2 | 0.35 | -999.00 | 2.00 |
| 2049 | 14.74 | 13 | 0.32 | -1.19 | 0.12 |

Tableau 3: Estimations des effectifs estimés en 2016 et en 2019. Les estimations ont été calculés à partir de deux modèles M(t) et M(th).

| Année | Nb | | Modèle | N | I.C 95%** | AIC |
|-------|---------|-----|--------|------------|-----------|--------|
| | session | Ni* | | | | |
| 2016 | 10 | 84 | M(t) | 218 +/- 42 | 176 - 260 | 148.34 |
| 2016 | 10 | 84 | M(th) | 236 +/- 49 | 187 - 285 | 148.54 |
| 2019 | 10 | 91 | M(t) | 139 +/- 14 | 125 - 153 | 242.85 |
| 2019 | 10 | 91 | M(th) | 219 +/- 48 | 171 - 267 | 229.48 |

* Ni : Nombre d'individu observés

** IC 95% : Intervalle de confiance à 95%

Annexe 5 (suite)

Tableau 4: Résultats de la structure de la population en 2016, 2017 et 2019.

| Effectif Année | Nbre de mâle | Nbre de femelle | Sexe NI | Nbre de juvénile | Nbre d'adultes | Sexe ratio* | Proportion d'adultes |
|---------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|
|---------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|

| | | | | | | | |
|-------------|----|----|----|----|----|------|------|
| 2016 | 34 | 36 | 14 | 15 | 84 | 0.49 | 0.84 |
| 2017 | 29 | 27 | 17 | 8 | 73 | 0.52 | 0.90 |
| 2019 | 36 | 43 | 12 | 20 | 91 | 0.46 | 0.82 |

** Le calcul du sexe ratio est le rapport du nombre de mâle sur le nombre total d'individus.*