



Mémoire présenté en vue de l'obtention du Master Ecologie
Opérationnelle

**PROGRAMME DE SURVEILLANCE DE
L'HERPÉTOFAUNE SUR L'ÎLE DE LA RÉUNION :
ÉTUDE PILOTE DE DÉTECTABILITÉ DU GECKO
VERT DE BOURBON**

DEBONO-BRACCO Emy
Promotion 9

Août 2024
Mémoire de fin d'études

RÉSUMÉ / ABSTRACT

Le Gecko vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica*, est une espèce sub-endémique de l'île de La Réunion classée en danger d'extinction. Autrefois distribuées dans toutes les forêts de l'île, les principales populations sont à ce jour circonscrites à de petites zones éparées à travers l'île. Toutefois, malgré le constat d'une importante régression des populations, associé à de nouvelles connaissances sur l'importante diversité génétique de celles-ci, il n'existe à ce jour aucun suivi à long terme permettant d'attester de l'état de leur conservation. C'est pourquoi, les travaux présentés ici ont eu pour objectif de réaliser une étude pilote de détectabilité, afin de développer un protocole de surveillance à long terme spécifique à l'espèce. Pour ce faire, des recensements visuels à deux observateurs ont été menés au moyen de transects et de plaques arboricoles sur le site de la forêt de l'Eden-Libéria. Les analyses, basées sur les méthodes de CMR, de *site occupancy* ainsi que de *distance sampling*, ont permis de produire différentes estimations du taux de détection de l'espèce. Malgré un faible échantillonnage, les résultats ont montré une forte influence de l'ouverture des milieux sur la détection des geckos, les milieux ouverts étant plus propices à leur observation. En revanche, les plaques arboricoles ne se sont pas révélées efficaces, et la présence d'un second observateur n'a pas montré d'amélioration statistiquement significative. Cette étude a souligné la nécessité de développer des méthodes de suivi spécifiques aux habitats fermés, qui représentent des environnements clés pour l'espèce.

Mots clés : gecko arboricole, Phelsuma borbonica, plaques arboricoles, probabilité de détection, protocole de suivi.

The Reunion Island Day Gecko, *Phelsuma borbonica*, is a sub-endemic species of the island of Reunion classified as endangered. Once distributed throughout the island's forests, the main populations are now confined to small areas scattered across the island. However, despite the fact that populations have declined significantly, combined with new knowledge about their significant genetic diversity, there is no long-term monitoring to date to attest to their conservation status. Therefore, the work presented here was aimed at conducting a pilot study of detectability in order to develop a long-term monitoring protocol specific to the species. To do this, visual surveys were conducted with two observers using transects and arboreal coverboards on the site of the Eden-Liberia forest. Analyses based on CMR, *site occupancy* and *distance sampling* methods produced different estimates of the detection rate for the species. Despite a small sampling, the results showed a strong influence of open environments on the detection of geckos, open environments being more suitable for their observation. However, the arboreal coverboards did not prove effective and the presence of a second observer did not show any statistically significant improvement. This study highlighted the need to develop monitoring methods specific to closed habitats, which are key environments for the species.

Keywords: arboreal coverboards, arboreal gecko, detection probability, monitoring protocol, Phelsuma borbonica.

AVANT-PROPOS

Les travaux de recherche présentés dans cette étude ont été réalisés dans le cadre d'un stage de fin d'études à l'association Nature Océan Indien, 46 rue des Mascarins, 97429 Petite-Île, La Réunion et encadré par le Dr. Jérémie Souchet. Ce projet n'aurait pas pu être mené à bien sans les soutiens financiers et/ou techniques :

- De la Direction de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DEAL) de La Réunion,
- Du Parc National de La Réunion,
- Du Département de La Réunion,
- De l'Association pour la Protection des Milieux Naturels de l'Est (APMNEST),
- De la Société herpétologique de France (SHF),
- De l'Office National des Forêts (ONF).



RÉPUBLIQUE FRANÇAISE



Direction régionale
de l'Environnement,
de l'Aménagement
et du Logement



Parc national
de La Réunion



APMNEST

Association de Protection des Milieux Naturels de l'Est



Référence du document : Debono-Bracco E., 2024. *Programme de surveillance de l'herpétofaune sur l'île de La Réunion : étude pilote de détectabilité du Gecko vert de Bourbon*. Mémoire de fin d'études, Nature Océan Indien. 61p + Annexes.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon maître de stage Jérémie Souchet, pour son soutien et la confiance qu'il m'a accordé tout au long de ces 6 mois. Ses conseils et son accompagnement m'auront été d'une grande aide pour orienter cette étude et la mener à son terme.

Un immense merci à Elodie Courtois, qui depuis la Guyane m'a consacré un peu de son temps pour m'accompagner sur le redoutable chemin des statistiques. Ce stage n'aurait pas pris cette direction sans ses précieux conseils.

Je tiens également à remercier toute l'équipe de Nature Océan Indien pour leur accueil très chaleureux. Merci de m'avoir permis de découvrir cette île singulière, et de m'avoir inclus dans les différentes actions de l'association.

Merci à Julien Triolo, Marine Fabiani, Léa Marie, Camille Vincendeau, Emma Quesnel et Caren Badouard pour leur participation active et dans la bonne humeur à la phase de terrain de l'étude.

Je remercie Mickael Sanchez pour ce court mais très enrichissant échange que nous avons pu avoir.

Un merci très particulier à mes deux compères Julien et Valentin, pour leur bonne humeur, les rires quotidiens et leur engagement personnel dans l'étude de la faune et de la flore de l'île.

Merci également à Nicolas Huet et toute l'équipe de l'ARCAM, pour m'avoir partagé un peu de leur passion et de leur engagement dans la sauvegarde de l'entomofaune réunionnaise.

Et enfin, un grand merci à tous mes proches pour leur soutien infaillible à travers les milliers de kilomètres qui nous ont séparés.

TABLE DES MATIERES

RÉSUMÉ / ABSTRACT.....	II
AVANT-PROPOS.....	III
REMERCIEMENTS.....	IV
TABLE DES SIGLES ET DES ABREVIATIONS.....	VII
TABLE DES FIGURES ET TABLEAUX.....	VIII
I. INTRODUCTION.....	1
II. CONTEXTE DE L'ETUDE.....	3
1. Les enjeux de conservation de l'herpétofaune à La Réunion.....	3
2. Les protocoles de suivi de l'herpétofaune.....	5
3. Le cas spécifique des reptiles arboricoles.....	6
3.1. La méthode des transects.....	7
3.2. Les plaques arboricoles.....	8
III. MATERIEL ET METHODES.....	10
1. Modèle d'étude.....	10
1.1. Description générale.....	10
1.2. Statut légal de protection et statut de conservation.....	13
2. Site d'étude.....	14
3. Définition et mise en place du protocole de suivi.....	16
4. Application du protocole de suivi.....	20
5. Bancarisation et traitement des données.....	21
5.1. Taux de détection de l'espèce.....	21
5.2. Effets des paramètres extérieurs sur la détection.....	23
5.3. Dimensionnement d'un protocole de suivi.....	24
IV. RESULTATS.....	25
1. Données récoltées.....	25
2. Taux de détection de l'espèce.....	26
2.1. Capture-Marquage-Recapture.....	26
2.2. Site occupancy.....	27
2.3. Distance Sampling.....	28
3. Effets des paramètres extérieurs sur la détection.....	30
3.1. Effet des observateurs.....	30
3.2. Effet des plaques arboricoles.....	30
3.3. La méthode du double observateur.....	30
V. DISCUSSION.....	32

1.	Etude de détectabilité de <i>Phelsuma borbonica</i>	32
1.1.	Comparaison des méthodes d'analyse.....	32
1.2.	La méthode du double observateur.....	35
1.3.	La méthode des plaques arboricoles.....	35
1.4.	Les facteurs environnementaux.....	37
2.	Comparaison avec les autres méthodes de détection.....	38
3.	Les perspectives de suivi de l'herpétofaune réunionnaise.....	40
VI.	CONCLUSION.....	41
VII.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	42
VIII.	ANNEXES.....	52

Sauf mention contraire, toutes les photos du présent rapport sont propriétés de l'association Nature Océan Indien.

TABLE DES SIGLES ET DES ABREVIATIONS

AIC	Akaike Information Criterion
APMNEST	Association pour la Protection des Milieux Naturels de l'Est
CITES	Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CMR	Capture-Marquage-Recapture
DEAL	Direction de l'environnement, de l'aménagement et du logement
ENS	Espace Naturel Sensible
GEPOMAY	Groupe d'Études et de Protection des Oiseaux de Mayotte
GLM	Modèle linéaire généralisé
IUCN	Union internationale pour la conservation de la nature
NOI	Nature Océan Indien
ONF	Office National des Forêts
PHEBOR	<i>Phelsuma borbonica</i>
PNA	Plan National d'Action
SHF	Société Herpétologique de France
SINP	Système d'Information de l'Inventaire du Patrimoine Naturel

TABLE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figures

Figure 1 : Cartographies de l'océan Indien (a), de l'archipel des Mascareignes (b) et de l'île de La Réunion (c).	1
Figure 2 : Cartographie des données d'observations de <i>Phelsuma borbonica</i> sur l'île de La Réunion entre 1900 et 2023 (données issues de Borbonica.re et NOI).	11
Figure 3 : Cartographie des données d'observations de <i>Phelsuma borbonica</i> sur l'île de La Réunion entre 1900 et 2023 et des habitats principaux dans lesquels l'espèce est observée (données issues de Borbonica.re et NOI).	11
Figure 4 : Photographies des différentes colorations morphologiques de <i>Phelsuma borbonica</i>	12
Figure 5 : Photographie d'un Gecko vert de Bourbon en thermorégulation sur le panneau à l'entrée du site de la Forêt de l'Eden-Libéria.	15
Figure 6 : Cartographie de la forêt de l'Eden-Libéria, désignée comme site d'étude.	16
Figure 7 : Cartographie des transects d'échantillonnage du protocole pilote.	17
Figure 8 : Photographies des différents milieux sur les transects d'échantillonnage.	18
Figure 9 : Cartographies de la disposition des plaques arboricoles sur chaque transect.	19
Figure 10 : Photographie d'une plaque arboricole en polyéthylène moussé sur un <i>Pandanus montanus</i>	19
Figure 11 : Exemple de photo-identification d'une femelle adulte de <i>Phelsuma borbonica</i> identifiée comme l'individu n°029 capturée lors du premier passage puis recapturée à trois reprises.	22
Figure 12 : Photographies de Gecko vert de Bourbon en thermorégulation sur des plaques arboricoles et à proximité (en haut à gauche : mâle adulte sur une plaque ; en bas à gauche : femelle adulte sur une plaque ; à droite : femelle adulte à proximité d'une plaque).	26
Figure 13 : Diagramme des probabilités de détection et d'occupation de <i>Phelsuma borbonica</i> estimées par CMR sur l'ensemble des du site d'étude estimées (A : Double observateurs ; B : Simple observateur).	27
Figure 14 : Diagramme des probabilités de détection de <i>Phelsuma borbonica</i> estimés par site occupancy sur l'ensemble des sous-transects d'échantillonnage en fonction de la fermeture du milieu (A : Double observateurs ; B : Simple observateur).	28
Figure 15 : Histogramme de détection de <i>Phelsuma borbonica</i> en fonction de sa distance au transect d'échantillonnage (A : Double observateurs ; B : Simple observateur ; Histogramme : Nombre d'observations par unité de distance en mètres ; Point : Probabilité de détection associée à chaque unité de distance).	29

Figure 16 : Histogramme des observations de *Phelsuma borbonica* à deux observateurs en fonction du type de milieu sur les transects d'échantillonnage.....30

Figure 17 : Diagramme des probabilités de détection de *Phelsuma borbonica* en fonction des différentes méthodes d'analyse (rouge : Capture-Marquage-Recapture ; vert : distance sampling ; bleu : site occupancy).31

Tableaux

Tableau 1 : Résumé de la biodiversité indigène des Mascareignes et de l'endémisme associé aux différents groupes taxonomiques, à partir des connaissances systématiques de 2009 (d'après Thébaud *et al.*, 2009)..... 2

Tableau 2 : Méthodes d'inventaires et de suivis de terrain standardisées des Sauriens et leur adaptabilité aux espèces arboricoles et terrestres (d'après Lettink & Monks, 2016). 7

Tableau 3 : Répartition des transects d'échantillonnage par type de zone et présence de plaques.....18

Tableau 4 : Total des détections de Gecko vert de Bourbon sur le site de la forêt de l'Eden-Libéria en fonction des passages, des transects et de la fermeture des milieux (B : Zone témoin ; T : Transect ; HZ : En dehors des transects).25

Tableau 5 : Détails du nombre d'individus photo-identifiés par CMR à l'échelle du site entier et des transects d'échantillonnage..... 27

Tableau 6 : Synthèse des probabilités de détection estimées par méthode d'analyse (en vert : intervalles de confiance associés ; * : valeurs de détection moyennes, calculées en fonction de la distance au transect).....31

I. INTRODUCTION

Bien que ne représentant que 5 % des terres émergées mondiales, les écosystèmes insulaires n'en demeurent pas moins de hauts lieux de biodiversité (Kier *et al.*, 2009; MacArthur & Wilson, 1967; Tershy *et al.*, 2015). Ces territoires, remarquables par leurs forts taux d'endémismes (Kier *et al.*, 2009; MacArthur & Wilson, 1967; Tershy *et al.*, 2015), sont toutefois parmi les plus exposés au phénomène actuel d'érosion accélérée de la biodiversité (Kier *et al.*, 2009; Sax & Gaines, 2008; Tershy *et al.*, 2015; Walker & Bellingham, 2011; Wood *et al.*, 2017).

L'archipel des Mascareignes (Figure 1), qui regroupe les îles de Maurice, La Réunion et Rodrigues, abritait autrefois une diversité d'espèces endémiques remarquablement importante (Tableau 1 ; Thébaud *et al.*, 2009). Cette diversité se manifestait à travers de nombreux groupes taxonomiques, et notamment à travers celui des reptiles terrestres (Thébaud *et al.*, 2009). En effet, avec un total de 30 espèces endémiques, les Mascareignes se classaient alors au premier rang des îles océaniques les plus diversifiées.

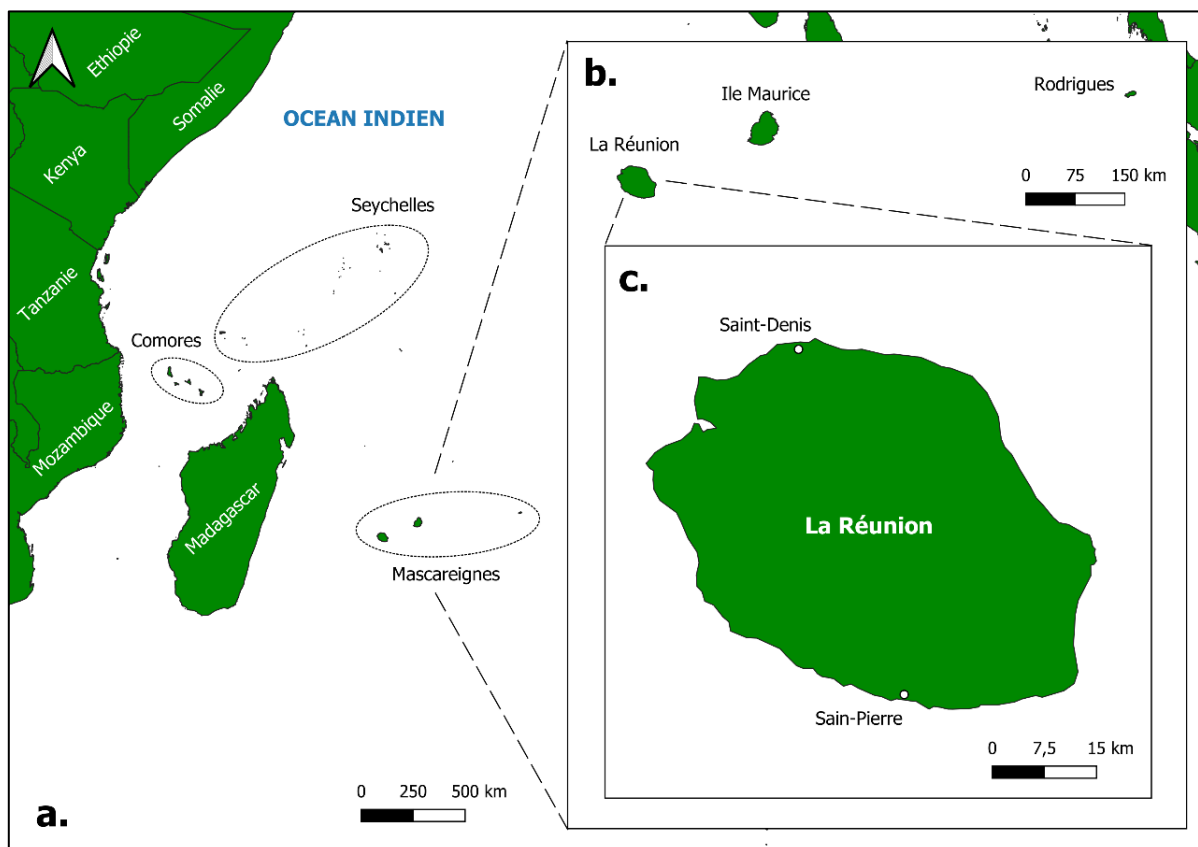


Figure 1 : Cartographies de l'océan Indien (a), de l'archipel des Mascareignes (b) et de l'île de La Réunion (c).

Tableau 1 : Résumé de la biodiversité indigène des Mascareignes et de l'endémisme associé aux différents groupes taxonomiques, à partir des connaissances systématiques de 2009 (d'après Thébaud *et al.*, 2009).

Groupe taxonomique	Nombre d'espèces	Nombre d'espèces endémiques	Pourcentage d'endémisme
Plantes à fleurs	959	691	72
Fougères et plantes alliées	265	58	22
Mousses et plantes alliées	~800	40-80	5-10
Mammifères non marins	7	4	57
Poissons des récifs coralliens	923	42	5
Oiseaux terrestres	60	51	85
Oiseaux pélagiques	21	3	14
Reptiles terrestres	32	30	94
Mollusques non marins	200	180	90
Coléoptères	1538	979	64

L'arrivée de l'Homme au XVII^{ème} siècle sur l'archipel a entraîné un déclin généralisé de la faune locale, au point d'atteindre des taux d'extinction records (Cheke & Hume, 2008; Thébaud *et al.*, 2009). A ce jour, on estime que l'archipel des Mascareignes a subi une perte d'environ 40% de ses cortèges d'espèces de vertébrées terrestres indigènes (Cheke & Hume, 2008; Thébaud *et al.*, 2009). Ce constat alarmant inclut notamment la disparition de près de la moitié de l'herpétofaune terrestre (Cheke & Hume, 2008; Thébaud *et al.*, 2009).

Au même titre que pour l'ensemble des Mascareignes, l'arrivée de l'Homme à La Réunion a entraîné un effondrement de la biodiversité locale. Cette jeune île volcanique tropicale de 2 512 km², née d'un point chaud il y a environ trois millions d'années (Middleton & Burney, 2013), se singularise notamment par sa mosaïque d'habitats naturels. En effet, sous l'impulsion de nombreuses variations locales de température et de précipitation, induites par ses reliefs et sa situation géographique, l'île abrite une pluralité de micro-habitats (Strasberg *et al.*, 2005).

Cette diversité, couplée à l'isolement géographique insulaire, aboutit de ce fait à un fort taux d'endémisme. Ainsi, on recense actuellement 867 espèces de plantes vasculaires indigènes, dont 26,3 % endémiques (CBNM, 2015), 41 espèces de vertébrés terrestres indigènes, dont 14 endémiques ou sub-endémiques (soit 34 % ; Gargominy *et al.*, 2020), et enfin, plus de 2000 espèces d'invertébrés terrestres indigènes, avec des niveaux d'endémisme dépassant parfois les 80 % pour certains groupes taxonomiques (Gargominy *et al.*, 2020; Legros *et al.*, 2020). Bien que la biodiversité actuelle semble se présenter sous le signe d'une richesse spécifique remarquable, elle s'avère n'être qu'un vestige du passé, ayant fait face à une menace croissante des pressions anthropiques (Thébaud *et al.*, 2009). En effet, l'extinction d'une

trentaine d'espèces animales et d'une quarantaine d'espèces végétales, toutes indigènes, a ainsi déjà été recensée (IUCN 2010a, b; Gargominy *et al.* 2020). Parmi celles-ci, seulement trois des sept espèces originelles de reptiles terrestres ont subsisté (Gargominy *et al.*, 2020; Probst *et al.*, 2022). A La Réunion (Figure 1), l'ensemble des espèces endémiques et sub-endémiques qui occupent toujours l'île restent enclins à de multiples pressions et menaces.

En plus des différents facteurs de déclin tels que la prédation (Cheke & Hume, 2008; Thébaud *et al.*, 2009), la compétition avec des espèces exotiques (Sanchez & Caceres, 2019) ou encore les effets du changement climatique (Dubos *et al.*, 2022), les reptiles indigènes de l'île demeurent menacés par des pressions anthropiques (Sanchez & Caceres, 2019; Thébaud *et al.*, 2009). La disparition, la dégradation et la fragmentation de l'habitat constituent notamment la principale menace qui pèse sur la plupart des populations du territoire (Sanchez & Caceres, 2019).

II. CONTEXTE DE L'ETUDE

1. Les enjeux de conservation de l'herpétofaune à La Réunion

A la fois hauts lieux de biodiversité (Kier *et al.*, 2009; MacArthur & Wilson, 1967; Tershy *et al.*, 2015) et épicyentres d'extinction (Kier *et al.*, 2009; Sax & Gaines, 2008; Tershy *et al.*, 2015; Walker & Bellingham, 2011; Wood *et al.*, 2017), les écosystèmes insulaires constituent à ce titre des zones de conservation prioritaires.

A La Réunion, la conservation des derniers reptiles indigènes de l'île représente un enjeu majeur. Parmi eux, on recense (Probst *et al.*, 2022) :

- Le Scinque de Bouton *Cryptoblepharus boutonii* (Desjardins, 1831), espèce indigène des îles de l'océan Indien occidental. Il est à noter que le Scinque de Bouton était considéré disparu jusque dans les années 2000, lorsqu'une « micro » population marginale a été redécouverte dans le sud de l'île. Depuis ce jour, l'espèce n'a cependant plus jamais été observée (Honsterette & Probst, 1999; Probst, 1998).
- Le Gecko vert de Manapany *Phelsuma inexpectata* Mertens, 1966, espèce endémique de l'île de La Réunion classée « En danger critique d'extinction » (Sanchez, 2021b; UICN France *et al.*, 2013).
- Le Gecko vert de Bourbon *Phelsuma borbonica* Mertens, 1966, espèce sub-endémique de l'île de La Réunion classée « En danger d'extinction » (Austin *et al.*, 2004; Probst *et al.*, 2022; Rocha *et al.*, 2010; Sanchez, 2021a; UICN France *et al.*, 2013).

Différentes actions de conservation sont ainsi menées, notamment à travers la mise en place d'un second Plan National d'Actions en faveur des geckos verts de l'île de La Réunion qui a pour ambition de sauvegarder les derniers reptiles endémiques de l'île (Sanchez & Caceres, 2019).

A ce jour, le faible nombre de publications scientifiques sur les geckos verts indigènes de La Réunion, notamment pour *Phelsuma borbonica*, est symptomatique d'un manque de connaissances conséquent sur ces espèces. Ainsi, de nombreuses lacunes demeurent, notamment en lien avec l'écologie, la biologie, la taxonomie et la systématique, mais également la dynamique des populations en milieu naturel (Sanchez & Caceres, 2019).

Consciente de ce patrimoine naturel menacé et du manque cruel de connaissances sur l'herpétofaune terrestre de l'île, l'association Nature Océan Indien (NOI) a été fondée en octobre 2007. Dans un objectif de contribution à la connaissance et de conservation des milieux et des espèces du territoire, NOI s'inscrit en tant qu'animateur du PNA en faveur des geckos verts de La Réunion.

C'est pourquoi, à travers ce présent projet, l'association NOI a initié une étude pilote afin de déterminer comment améliorer la détection du Gecko vert de Bourbon. Ainsi, à partir de la comparaison et de l'analyse de différentes méthodes, l'objectif sera de proposer un protocole de suivi à long terme, dimensionné et spécifique à l'espèce. Ce suivi pourrait alors s'inscrire dans la continuité des programmes de surveillance de l'herpétofaune (« POPREPTILES »), déjà en place en métropole, en Guyane et dans les Antilles françaises (Lourdais & Miaud, 2016).

Ce projet a donc pour but de répondre aux objectifs du PNA à travers les actions 3.1 « *Améliorer la connaissance de la répartition des espèces* » et 5.3 « *Mener des études de suivi pour connaître les paramètres démographiques des populations* ».

A terme, l'application de ce suivi sur l'ensemble du territoire réunionnais pourrait permettre d'évaluer la distribution de l'espèce, mais également de comprendre les tendances évolutives des populations sur l'ensemble de son aire de répartition (Lourdais & Miaud, 2016; Trochet *et al.*, 2024). Cela permettrait également de mettre en évidence les populations et les habitats présentant les plus forts enjeux de conservation et ainsi, orienter les efforts de gestion et de protection qui pourraient garantir sa sauvegarde. En tant qu'espèce endémique et menacée, il s'avère crucial d'identifier les besoins particuliers de *Phelsuma borbonica* en matière d'habitat, notamment afin de mettre en place des mesures correctives en temps opportun, dès lors que des déclin seraient détectés (Flint, 2009).

2. Les protocoles de suivi de l'herpétofaune

Espèces discrètes qui échappent au regard des observateurs, les reptiles constituent un groupe taxonomique dont le suivi dans le temps s'avère être une tâche difficile (Fitzgerald *et al.*, 2008; Hutchens & DePerno, 2009). Nombreux sont les paramètres qui interfèrent dans leur détectabilité, néanmoins, l'état préoccupant des populations comme celles de *Phelsuma borbonica* impose la mise en place d'un suivi spécifique permettant d'améliorer les connaissances liées à l'espèce.

La littérature scientifique dévoile un large choix de méthodes quant au suivi de l'herpétofaune en fonction des différents facteurs d'étude, tels que la zone géographique, les habitats échantillonnés, les taxons cibles, la durée et les objectifs (Corn & Bury, 1990; Doan, 2003; Kutt & Colman, 2023; Sung *et al.*, 2011). Plusieurs publications tendent à comparer ces méthodes (Brown & Nicholls, 1993; Carpio *et al.*, 2015; Doan, 2003, 2016; Garden *et al.*, 2007; Hutchens & DePerno, 2009; Michael *et al.*, 2018; Nordberg & Schwarzkopf, 2015; Pearman *et al.*, 1995; Rödel & Ernst, 2003; Ryan *et al.*, 2002; Sewell *et al.*, 2012) et ainsi, maximiser la détectabilité des espèces cibles.

Apparaît également un consensus pour dire qu'aucune méthode de relevé ne peut se suffire à elle seule et échantillonner toute l'herpétofaune d'un site donné (Brown & Nicholls, 1993; Caron *et al.*, 2010; Fahd, 2004; Flint, 2009; Hutchens & DePerno, 2009; Michael *et al.*, 2018; Ryan *et al.*, 2002; Sewell *et al.*, 2012, 2012; Sung *et al.*, 2011). La nature évasive des reptiles rend ce taxon difficile à détecter et nécessite l'utilisation de plusieurs méthodes de prospection pour échantillonner toutes les espèces présentes dans une communauté (Flint, 2009; Hutchens & DePerno, 2009; Williams & Berkson, 2004). Hutchens & DePerno (2009) recommandent par ailleurs l'utilisation d'autant de techniques que possible afin d'obtenir une meilleure représentation de la communauté étudiée.

Malgré le fait que le choix de la méthode soit un paramètre déterminant au regard de la précision et de l'exhaustivité attendue des résultats, la clé de ces suivis semble résider dans la standardisation des protocoles (Brown & Nicholls, 1993; Caron *et al.*, 2010; Ransome *et al.*, 2017). En effet, le fait de normaliser les méthodes de terrain et l'acquisition des données garantit la comparaison entre les différents suivis, et permet ainsi d'améliorer la puissance des prévisions qui en découlent. Plusieurs études (Adis *et al.*, 1999; Heyer, 1994; Rödel & Ernst, 2003) s'accordent et insistent sur la nécessité de la standardisation de ces approches, dans un but commun de production de données empiriques et reproductibles.

Quelle(s) qu'en soit la(es) méthode(s) employée(s), la définition d'un protocole de suivi doit répondre à un équilibre précaire entre optimisation du temps, des fonds accordés, de l'effort de prospection et d'exploitation des données (Doan, 2016). Rödel & Ernst (2003) fixent quant à eux les objectifs d'une méthodologie comme étant : une collecte de données quantitatives et qualitatives suffisante et utile aux programmes de suivi sur le court et long terme ; simple dans son application, aussi bien pour des observateurs novices que ceux plus aguerris ; qui permet une optimisation du temps et des moyens financiers ; et enfin, pour laquelle l'impact environnemental demeure faible. Ces critères peuvent être complétés par le rapport de Fahd en 2004 qui apporte deux nouvelles visées : une application possible dans un large panel d'habitats ainsi que le caractère comparable des résultats obtenus.

Selon Willson & Gibbons (2010), les techniques de suivi les plus utilisées dans le cas des reptiles comprennent : les barrières de déviation (avec et sans pièges), les transects ainsi que les plaques favorisant l'insolation. En ce qui concerne l'herpétofaune des forêts tropicales humides, les méthodes d'échantillonnage spécifiques se heurtent à des conditions d'étude plus complexes (Inger, 1980; Pearman *et al.*, 1995), généralement inconfortables pour l'observateur. Ces limitations mènent de fait à un choix de méthodes nettement plus restreint (Doan, 2003; Heyer & Berven, 1973).

Le succès de la conservation repose sur un échantillonnage et une surveillance robustes (Dodd & Seigel, 1991; Francke, 2005; Grant *et al.*, 1992). C'est pourquoi cette étude pilote a pour but de proposer un protocole de suivi à long terme, dimensionné et adapté, à partir de la comparaison et de l'analyse de différentes méthodes de prospection. Une synthèse rigoureuse des éléments bibliographiques a finalement mené à différentes approches de terrain, présentées dans les pages suivantes.

3. Le cas spécifique des reptiles arboricoles

Ajoutés à cela les mœurs arboricoles de *Phelsuma borbonica*, et les possibilités de méthodes de terrain se retrouvent tout à fait limitées (Tableau 2). En effet, les organismes arboricoles sont notoirement difficiles à échantillonner (Barker & Pinard, 2001; Fitzgerald *et al.*, 2008; Hodge *et al.*, 2007; Michael *et al.*, 2018; Nordberg & Schwarzkopf, 2015, 2015) et souvent sous-représentés dans les études utilisant des méthodes d'échantillonnage traditionnelles destinées à des espèces vivant au sol. Ces espèces qui utilisent largement la canopée renforcent particulièrement les difficultés d'échantillonnage en raison de différentes problématiques : difficulté d'accès, sélection biaisée des sites d'échantillonnage, difficultés à

obtenir une réplification adéquate, problèmes de collecte de données dans un environnement complexe en trois dimensions, contraintes logistiques liées au déplacement entre les points d'échantillonnage de la canopée, ou encore interférence des observateurs avec le taxon cible (Barker & Pinard, 2001).

Tableau 2 : Méthodes d'inventaires et de suivis de terrain standardisées des Sauriens et leur adaptabilité aux espèces arboricoles et terrestres (d'après Lettink & Monks, 2016).

METHODES	SAURIENS TERRESTRES		SAURIENS ARBORICOLES	
	Adaptabilité aux inventaires	Adaptabilité aux suivis	Adaptabilité aux inventaires	Adaptabilité aux suivis
Recherche active	✓✓✓	✓✓	✓✓✓	✓✓
Photo-identification	×	variable	×	variable
Pitfall trap	✓✓	✓✓✓	×	×
Site de retraite artificiel	✓✓	✓✓	✓✓	✓
Piège a phéromones	✓✓	✓✓	✓	?

D'autres méthodes spécifiques aux reptiles arboricoles se présentent alors, telles que le repérage visuel (« *visual encounter survey* », *VES*) » ; Michael *et al.*, 2012; Vanderduys & Kutt, 2013), les plaques artificielles (« *artificial cover objects* » ; Bell, 2009; Grant *et al.*, 1992; Michael *et al.*, 2018; Nordberg & Schwarzkopf, 2015), mais également le repérage par drone (Aota *et al.*, 2021; Dubos *et al.*, 2023; Monks *et al.*, 2022; Varela-Jaramillo *et al.*, 2023). Il est à noter que l'utilisation cumulée de techniques passant par différentes approches permettrait d'offrir une plus grande souplesse dans l'échantillonnage (Barker & Pinard, 2001).

3.1. La méthode des transects

Dans un contexte de mosaïque d'habitats subtropicaux, les détections par transects constituent l'une des méthodes les plus efficaces pour le suivi de l'herpétofaune arboricole (Doan, 2003; Rödel & Ernst, 2003). Également utilisée dans de nombreux suivis de reptiles terrestres (AEVA, 2004; Caron *et al.*, 2010; Chabanier, 2011; Ferreira *et al.*, 2018; Slimani *et al.*, 2013), cette approche reste privilégiée pour sa facilité de mise en place et son économie en termes de moyens physiques et financiers (Doan, 2016; Garden *et al.*, 2007).

Plusieurs études reconnaissent l'efficacité des transects lorsqu'il s'agit de mesurer la diversité interspécifique d'un habitat (Carpio *et al.*, 2015; Hutchens & DePerno, 2009; Rödel & Ernst, 2003; Sung *et al.*, 2011), mais également dans le but de quantifier le nombre d'individus présents (Brown & Nicholls, 1993; Carpio *et al.*, 2015). Contrairement à d'autres approches, la méthode des transects permet une analyse a posteriori d'une multitude de variables.

Les caractéristiques du transect influencent de manière importante le succès de détection moyen des différentes espèces de reptiles. C'est pourquoi, en pratique, plusieurs paramètres nécessitent d'être prédéfinis afin de détecter au mieux l'espèce cible (distance, nombre, tracé, temps).

3.2. Les plaques arboricoles

Parmi les méthodes les plus citées par la littérature scientifique, l'herpétofaune aux mœurs terrestres peut faire l'objet de suivis et d'inventaires au moyen de refuges artificiels sur le sol (Caron *et al.*, 2010; Foster & Gent, 1996; Froglife, 1999; Graitson & Naulleau, 2005; Grant *et al.*, 1992; Reading, 1997; Ryan *et al.*, 2002). Malgré le fait que cette méthode ait fait preuve d'efficacité pour de multiples taxa, elle semble toutefois inappropriée pour la détection d'organismes arboricoles (Michael *et al.*, 2012; Thierry *et al.*, 2009).

Néanmoins, d'autres refuges artificiels plus adaptés à ces espèces arboricoles peuvent être employés. C'est le cas des écorces artificielles, ou « *coverboards* », qui consiste à fixer des plaques sur des structures arborescentes utilisées par les espèces cibles. Bien que cette méthode ait principalement été appliquée à des études sur les invertébrés (Allen *et al.*, 2013; Hodge *et al.*, 2007), plusieurs études ont ciblé le groupe taxonomique des reptiles (Bell, 2009; Michael *et al.*, 2012; Nordberg & Schwarzkopf, 2015).

Ces plaques arboricoles offrent une méthode rentable, non destructive et durable pour le suivi des reptiles arboricoles dans des milieux boisés sur de larges échelles de temps (Michael *et al.*, 2012). En effet, la littérature appuie fortement l'utilisation de refuges artificiels pour l'échantillonnage des populations (Bell, 2009; Grant *et al.*, 1992; Hodge *et al.*, 2007; Lettink & Cree, 2007; Michael *et al.*, 2012; Nordberg & Schwarzkopf, 2015; Ryan *et al.*, 2002; Thierry *et al.*, 2009), en raison notamment de l'amélioration de la détection, de la réduction du temps et des coûts engagés, de la facilité de standardisation, de la réduction des biais d'observation et des perturbations liées à l'habitat. Cette méthode serait donc susceptible d'offrir de multiples avantages dans le but de s'affranchir des biais potentiels liés à l'observateur et à l'environnement (Bell, 2009; Francke, 2005).

Ces *coverboards* semblent justement fournir des micro-habitats thermiquement appropriés (Bell, 2009; Michael *et al.*, 2012), favorisant ainsi la fréquentation des individus et leur fidélité au site. Pour une surveillance à long terme, ces plaques arboricoles peuvent être laissés en place sans nécessiter de surveillance constante, puisque les animaux peuvent utiliser librement les abris sans être piégés (Nordberg & Schwarzkopf, 2015).

Néanmoins, apparaissent en parallèle de ce phénomène plusieurs dangers potentiels (Bell, 2009) : le regroupement d'individus (particulièrement pour des espèces grégaires comme *Phelsuma borbonica*) pourrait non seulement favoriser une prédation des individus (Lettink & Cree, 2007; Souter *et al.*, 2004), mais il pourrait également provoquer un risque d'accroissement de l'abondance de la population (Francke, 2005; Lettink & Cree, 2007; Souter *et al.*, 2004; Webb & Shine, 2000). De plus, la mise en place de plaques créant un espace avec le support pourrait entraîner la création de sites de pontes, rendant dès lors la désinstallation des dispositifs problématique (Sauroy-Toucouère & Vingadachetty, 2015). Il est cependant important de prendre en considération que ces effets putatifs associés aux refuges artificiels sont dans le cas de plaques offrant un espace entre le dispositif et le tronc.

Comme décrit précédemment, la combinaison de techniques de recensement permet une meilleure détection de l'herpétofaune. Plusieurs études (Caron *et al.*, 2010; Michael *et al.*, 2018) témoignent par ailleurs du lien complémentaire et même indispensable des recherches visuelles actives alliées aux refuges artificiels.

En 2009, l'étude menée par Thierry *et al.* suggère que l'affinité pour les plaques artificielles varie en fonction des espèces et du modèle utilisé. Les caractéristiques thermiques et structurelles des refuges semblent conditionner l'attrait des espèces pour ces derniers, bien que les interactions intraspécifiques et interspécifiques puissent également y jouer un rôle. Ainsi, les attributs des plaques artificielles susceptibles d'attirer des reptiles arboricoles correspondent à une taille suffisante pour demeurer secs, des ouvertures étroites, une surface permettant une augmentation rapide de la température ainsi qu'une disposition à des endroits chauds (Rock *et al.*, 2000; Schlesinger & Shine, 1994; Shah *et al.*, 2008; Webb & Shine, 2000).

III. MATERIEL ET METHODES

1. Modèle d'étude

1.1. Description générale

Le Gecko vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica* Mertens 1966, est une espèce sub-endémique de l'île de La Réunion (Austin *et al.*, 2004; Probst *et al.*, 2022; Rocha *et al.*, 2010). A ce jour, trois sous-espèces sont connues (Sanchez & Caceres, 2019) :

- *Phelsuma borbonica borbonica*, qui vit sur les hauteurs du nord à l'est de l'île (Austin *et al.*, 2004; Cornuault *et al.*, 2024; Tirvengadum & Bour, 1985; Turpin & Probst, 1998) ;
- *Phelsuma borbonica mater*, que l'on peut rencontrer sur la pointe sud-est de l'île (Austin *et al.*, 2004; Cornuault *et al.*, 2024; Tirvengadum & Bour, 1985; Turpin & Probst, 1998) ;
- *Phelsuma borbonica agalegae*, localisée sur l'archipel Agaléga appartenant à l'île Maurice et situé à plus de 1000 kilomètres au nord de l'île de La Réunion (Austin *et al.*, 2004; Cheke, 1982; Glaw & Roesler, 2015)

Son aire de répartition est actuellement estimée à 302 km² (Sanchez & Caceres, 2019), principalement dans le nord, l'est, le sud-est et le sud de l'île. Il existe toutefois quelques populations situées à l'ouest et au centre de l'île. *Phelsuma borbonica* se rencontre le long d'un gradient altitudinal compris entre le niveau de la mer et 2 800 m (Figure 2).

Autrefois distribué dans toutes les forêts de l'île, du littoral jusqu'à 1 400 mètres, le Gecko vert de Bourbon est maintenant localisé et circonscrit à des petites zones éparses dans la forêt indigène humide entre 200 et 1 300 mètres (correspondant à 13 habitats différents sur les 24 recensés de l'île, Figure 3) et exceptionnellement sur le littoral (Figure 2, Figure 3 ; Probst & Deso, 2001). Selon Sanchez & Probst (2017a, b), les populations de Gecko vert de Bourbon ont certainement subi une importante régression suite à l'installation humaine lors du XVII^{ème} siècle.

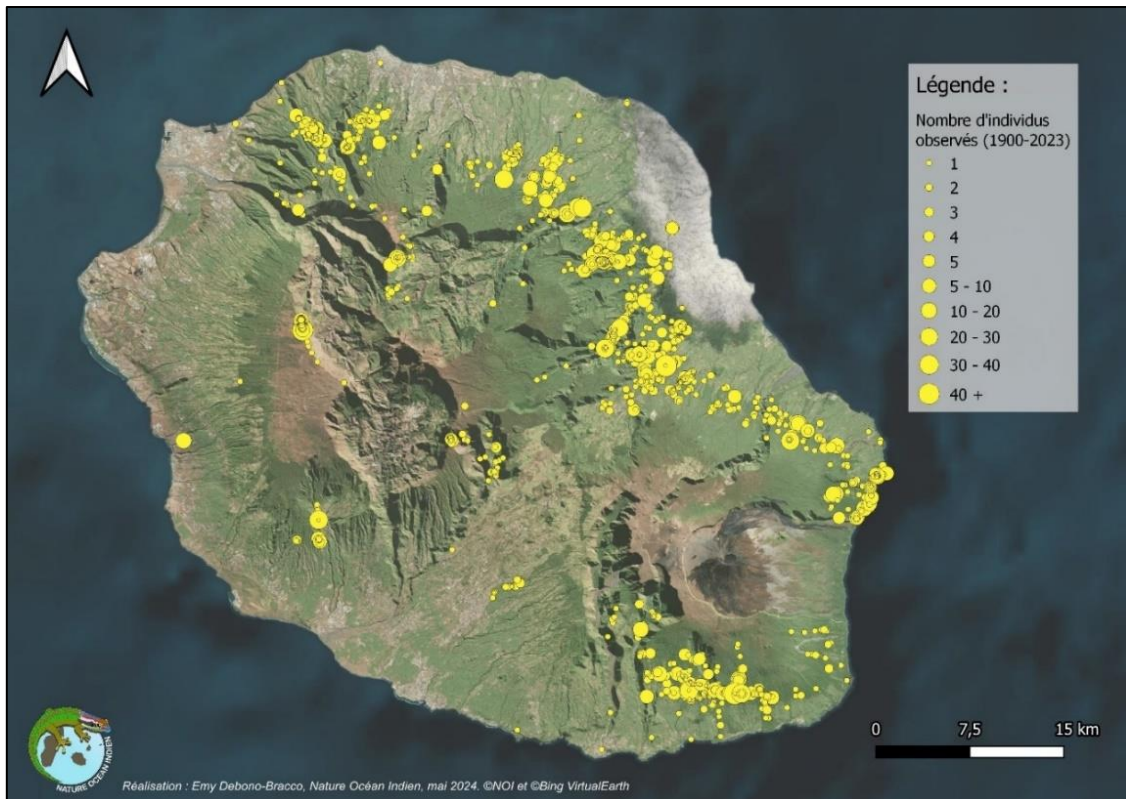


Figure 2 : Cartographie des données d'observations de *Phelsuma borbonica* sur l'île de La Réunion entre 1900 et 2023 (données issues de Borbonica.re et NOI).

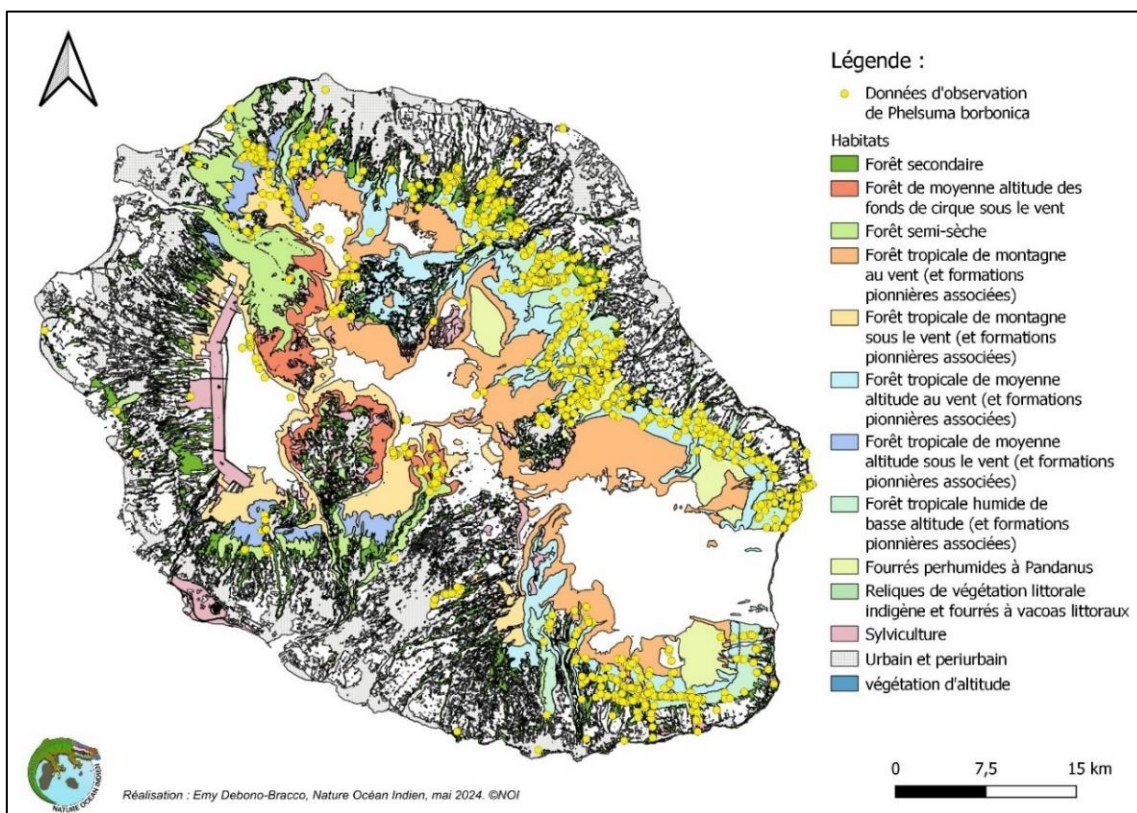


Figure 3 : Cartographie des données d'observations de *Phelsuma borbonica* sur l'île de La Réunion entre 1900 et 2023 et des habitats principaux dans lesquels l'espèce est observée (données issues de Borbonica.re et NOI).

Phelsuma borbonica est une espèce diurne et grégaire, que l'on rencontre généralement en petits groupes de 4 à 10 individus. Adulte, il mesure de 11 à 18 cm de longueur totale. D'importantes variations de la coloration sont observées selon la localité géographique des individus (Figure 4). Généralement, le dos est vert à bleuté et parsemé de taches rouges qui s'épaississent vers la queue, avec deux bandes latérales plus claires. L'espèce présente un dimorphisme sexuel peu perceptible malgré une coloration plus contrastée avec une queue parfois bleu turquoise pour les mâles. La sous-espèce *Phelsuma borbonica mater* se distingue principalement grâce à son cercle orbital bleu turquoise (Probst & Deso, 2001).



Figure 4 : Photographies des différentes colorations morphologiques de *Phelsuma borbonica*.

Très récemment, des différences génétiques entre les populations de l'île ont ainsi été mises en évidence, suggérant un faible flux génétique historique sur de petites distances géographiques (Cornuault *et al.*, 2024). L'étude révèle également que les variations marquées de coloration et d'habitat de l'espèce peuvent être directement corrélées à une forte divergence génétique entre les populations.

En milieu forestier, *P. borbonica* est principalement arboricole (Sanchez & Probst, 2017b). Il exploite les différents substrats qu'offrent les arbres (*Vacoas Pandanus* spp., Bois de chandelles *Dracaena reflexa*, Bois maigres *Nuxia verticillata*, Grand Natte *Mimusops balata*) ainsi que les arbustes (Sanchez & Probst, 2017b). Il affectionne particulièrement les effets de lisière qu'offrent les ouvertures artificielles (*i.e.* bords de route, sentiers, pistes) ou naturelles (*i.e.* bordures de ravines ou de rivières ; Sanchez & Probst, 2017b). L'espèce peut également présenter un comportement saxicole en utilisant les éboulis, les zones rocheuses sur les

falaises, les crêtes, les remparts, ou encore le lit des ravines (Probst & Deso, 2001; Sanchez & Probst, 2017b). Ce comportement saxicole est dominant dans les populations d'altitude dépourvues de végétation arborée (Antoniana & Probst, 2010; Bertrand, 2000). Le Gecko vert de Bourbon est également présent sur des supports d'origine anthropique (poteaux électriques, tubes, panneaux publicitaires ou de signalisation routière, coffrets EDF, cases en tôle, kiosques (Probst, 1995; Probst & Deso, 2001). Les substrats métalliques qui conservent la chaleur semblent également particulièrement favorables à sa thermorégulation (Sanchez, 2012).

Chez cette espèce, la reproduction s'étale sur toute l'année avec un pic durant la saison chaude et humide, de septembre à mars. Les femelles déposent leurs œufs (au nombre de deux par ponte) dans des sites de pontes variés comme des arbres crevassés ou des fissures de rochers (Probst & Deso, 2001; Sanchez & Probst, 2017b). Cependant, des éléments anthropiques peuvent également être utilisés (Augros *et al.*, 2017; Probst & Deso, 2001; Sanchez & Probst, 2017b). En général, l'emplacement du site de ponte se situe approximativement au centre du groupe (Probst & Deso, 2001). L'importance de la disponibilité des cavités semble d'ailleurs confirmée par plusieurs suivis à l'aide de nichoirs artificiels (Bonanno *et al.*, 2017; Sanchez & Vingadachetty, 2016; Sauroy-Toucouère & Vingadachetty, 2015). Il est également probable qu'une femelle utilise régulièrement le même site de ponte (Bour *et al.*, 1995; Caceres *et al.*, 2010; Deso, 2006; Probst & Deso, 2001). À basse altitude, au moins huit à dix pontes de 2 œufs par an sont possibles (Probst & Deso, 2001). Ces œufs sont le plus souvent collés à leur support (Bour *et al.*, 1995) mais dans de rares cas ils peuvent ne pas l'être (Deso, 2006). Ces pontes sont souvent communautaires (jusqu'à plusieurs centaines d'œufs) et donc généralement composées d'œufs de différentes femelles, et à différents stades d'incubation (Probst & Deso, 2001; Sanchez & Probst, 2017b).

Le Gecko vert de Bourbon consomme des insectes, des araignées (Probst & Deso, 2001), mais aussi le nectar des fleurs et la pulpe de fruits d'au moins 19 espèces végétales indigènes (Sanchez & Probst, 2017b; Tamon *et al.*, 2018) dont il est un probable pollinisateur.

1.2. Statut légal de protection et statut de conservation

A l'échelle nationale, les geckos verts indigènes de La Réunion sont protégés par l'Arrêté ministériel du 17 février 1989 fixant des mesures de protection des espèces animales représentées dans le département de la Réunion (modifié le 14 février 2008). Ainsi, il est ainsi strictement interdit de « blesser ou mutiler, détruire, capturer, enlever ou naturaliser »

Phelsuma borbonica, qu'il s'agisse d'individus ou de pontes, vivants ou morts. Toute personne portant atteinte à la conservation de ces geckos est passible de sanctions définies par le Code de l'Environnement (2018).

Au niveau international, son commerce, ainsi que celui de toutes les espèces du genre *Phelsuma*, est strictement réglementé par la Convention de Washington. A ce titre, l'espèce figure en Annexe 2 de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES ; UNEP, 2017)

Le Gecko vert de Bourbon a été évalué « En danger » (« EN » ; Sanchez, 2021a; UICN France *et al.*, 2013) sur la Liste rouge française ainsi que sur la Liste rouge mondiale de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN).

Un Plan National d'Actions 2020-2029 en faveur des geckos verts de l'île de La Réunion (Sanchez & Caceres, 2019) est actuellement mis en œuvre pour améliorer les connaissances sur l'espèce ainsi que son état de conservation. Ce PNA est actuellement piloté par la DEAL Réunion et animé par l'association NOI.

2. Site d'étude

Compte tenu de la diversité d'habitats du Gecko vert de Bourbon à travers l'ensemble son aire de répartition (Cornuault *et al.*, 2024; Sanchez & Probst, 2017a), le site d'étude devait nécessairement se concentrer sur l'un des habitats naturels majoritaires de l'espèce.

Par conséquent, le choix des sites pilotes potentiels a été réalisé à partir de l'extraction des données SINP de l'espèce présentes dans la plateforme *Borbonica.re* ainsi que des données internes de NOI (Figure 2). Les différentes cartographies produites (Figure 2Figure 3) ont ainsi permis de mettre en lumière les principaux bastions de l'espèce (Figure 2), mais également d'identifier les habitats qui semblent prépondérants (Figure 3). Ainsi, les habitats naturels majoritairement occupés qui ont pu être dégagés sont par ordre décroissant d'importance :

- Les forêts tropicales humides de basse altitude,
- Les forêts tropicales de moyenne altitude (au vent et sous le vent ; soit, respectivement, les côtes est et ouest de l'île),
- Les forêts tropicales de montagne,
- Les reliques de végétation littorale indigène et les fourrés à vacoas littoraux.

Les sites d'occupation littoraux ainsi que ceux d'altitude ont donc été écartés dans un souci de représentativité. Enfin, la concentration du nombre d'observations alliée aux

problématiques d'accessibilité ont finalement réduit le choix à quelques sites appartenant à des forêts tropicales humides de basse altitude. Pour la bonne mise en œuvre du protocole d'étude, les critères de choix du site pilote se sont portés sur la présence de longs sentiers déjà existants, éloignés de structures anthropiques qui pourraient perturber les taux de détection propres à l'habitat (les geckos ayant une forte affinité pour ces supports de thermorégulation). La forêt d'Eden Libéria a finalement été retenue pour la mise en place de l'étude pilote (Figure 5, Figure 6 : Cartographie de la).



Figure 5 : Photographie d'un Gecko vert de Bourbon en thermorégulation sur le panneau à l'entrée du site de la Forêt de l'Eden-Libéria.

La forêt de l'Eden-Libéria (21°01'35.4"S 55°37'38.4"E) est localisée sur la commune de Bras-Panon, sur la côte est dite « au vent » de l'île de La Réunion (Figure 6 : Cartographie de la). Le site de l'Eden-Libéria s'inscrit dans le contexte des forêts humides de moyenne et basse altitudes qui l'entourent, étant à proximité directe de la forêt communale de Bras-Panon et de la forêt départementale de la Plaine des Lianes. Situé à une altitude de 680 mètres, le site est très prisé par les visiteurs pour ses sentiers de randonnées, ses points de vue panoramiques ainsi que ses forêts de « bois de couleurs ».

Le site, inclus dans le périmètre du Parc National de La Réunion et également classé comme Espace Naturel Sensible (ENS), bénéficie à la fois d'une protection réglementaire et foncière. Depuis 2003, le Département a confié la gestion de l'Eden-Libéria à l'Association pour la Protection des Milieux Naturels de l'Est (APMNEST). En ce sens, une demande d'autorisation dérogatoire à des fins de recherche a été adressée au Directeur de l'établissement du Parc national de La Réunion le 16 mai 2024. L'accès au site n'empruntant pas de sentiers fermés ou de sentiers avec accès restrictifs, aucune autre demande n'a été nécessaire. Enfin, en raison de la Convention-cadre pluriannuelle signée entre le Département et l'association NOI, aucune demande supplémentaire en lien avec le statut d'ENS n'a été requise.

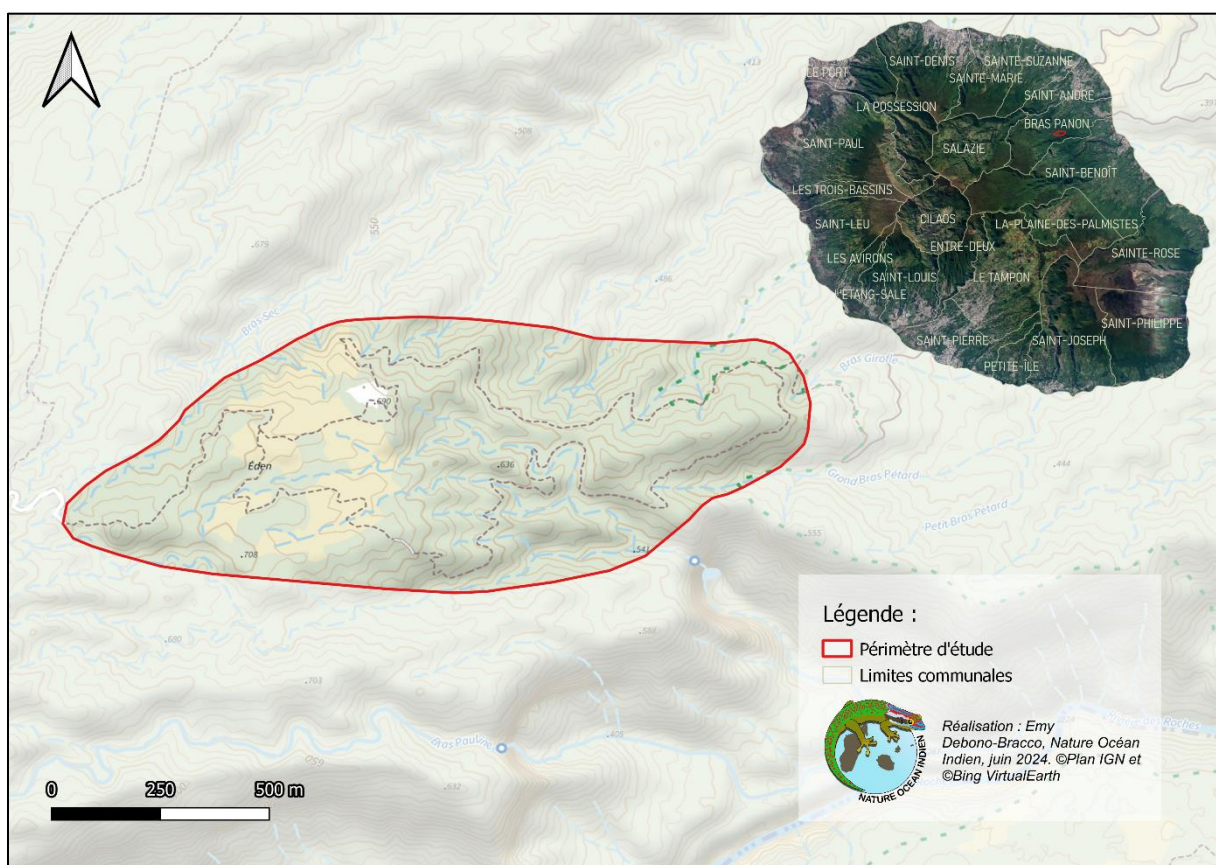


Figure 6 : Cartographie de la forêt de l'Eden-Libéria, désignée comme site d'étude.

3. Définition et mise en place du protocole de suivi

Au regard de l'écologie de l'espèce, des habitats qu'elle occupe, ainsi que des difficultés liées aux méthodes d'échantillonnage (cf. II.2), le choix des méthodes s'est porté sur des recensements visuels au moyen de transects et de plaques arboricoles. Cette approche se justifie notamment à travers les comportements thermorégulateurs de l'espèce observés

sur des supports artificiels (Sanchez & Probst, 2017b). De plus, le potentiel déploiement de ce protocole par les différents acteurs impliqués dans le suivi des populations de *Phelsuma borbonica* à l'échelle de l'île de La Réunion justifie également l'emploi d'une méthode facile à mettre en œuvre. Il est à noter que du fait du statut de protection de l'espèce *Phelsuma borbonica*, aucune méthode impliquant des captures n'a été retenue.

Ainsi, un total de 2 226 mètres de transects d'échantillonnage a donc été défini (Tableau 3, Figure 7) lors d'une première visite du site en juin 2024. Pour assurer une représentativité équilibrée, ces transects s'inscrivent uniformément à travers des contextes de milieux ouverts et fermés au sein du site. Les milieux dits « ouverts » correspondent à un biotope qui se compose d'un couvert arbustif dense de fougères. Les milieux dits « fermés » correspondent quant à eux à un milieu forestier, avec une canopée dense et parcourue de quelques clairières (Figure 8). De la même façon, les plaques arboricoles ont été disposées sur la moitié de la longueur totale des transects (Figure 7, Figure 9).

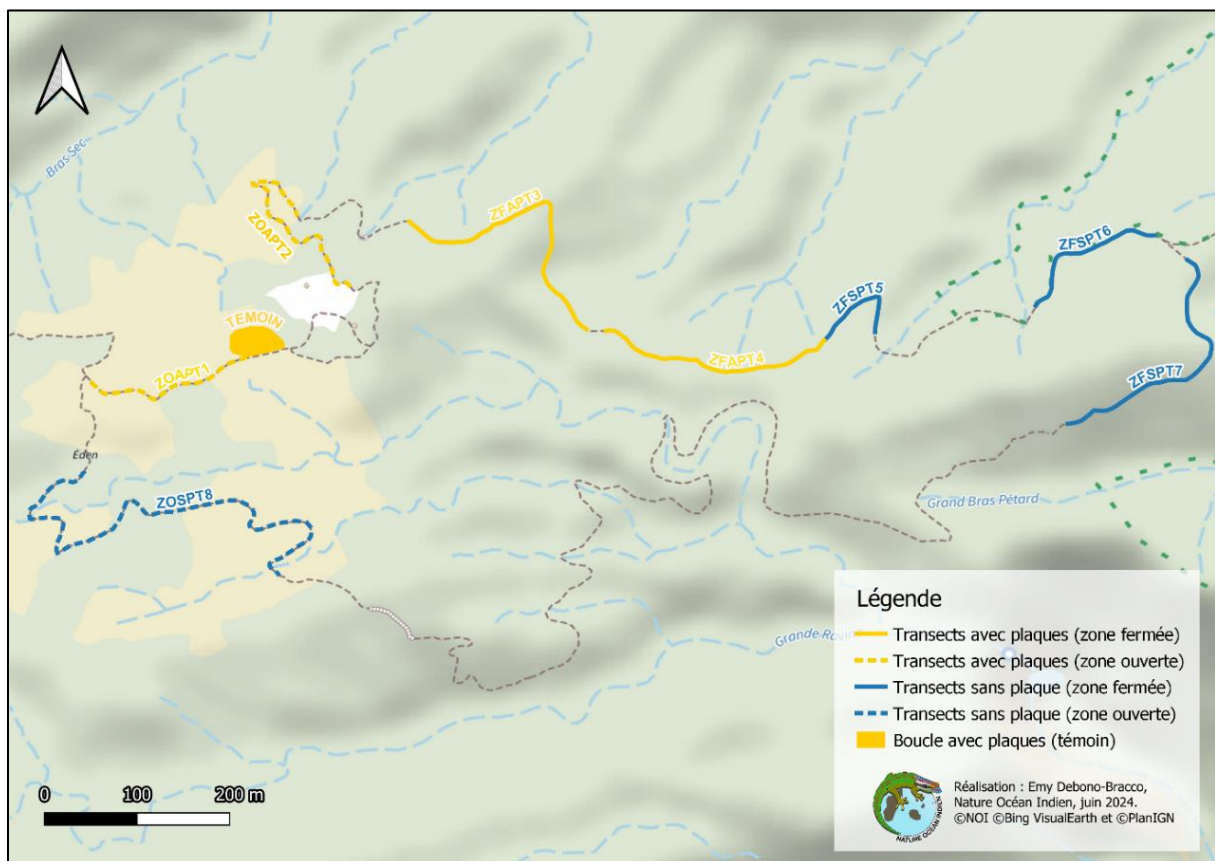


Figure 7 : Cartographie des transects d'échantillonnage du protocole pilote.

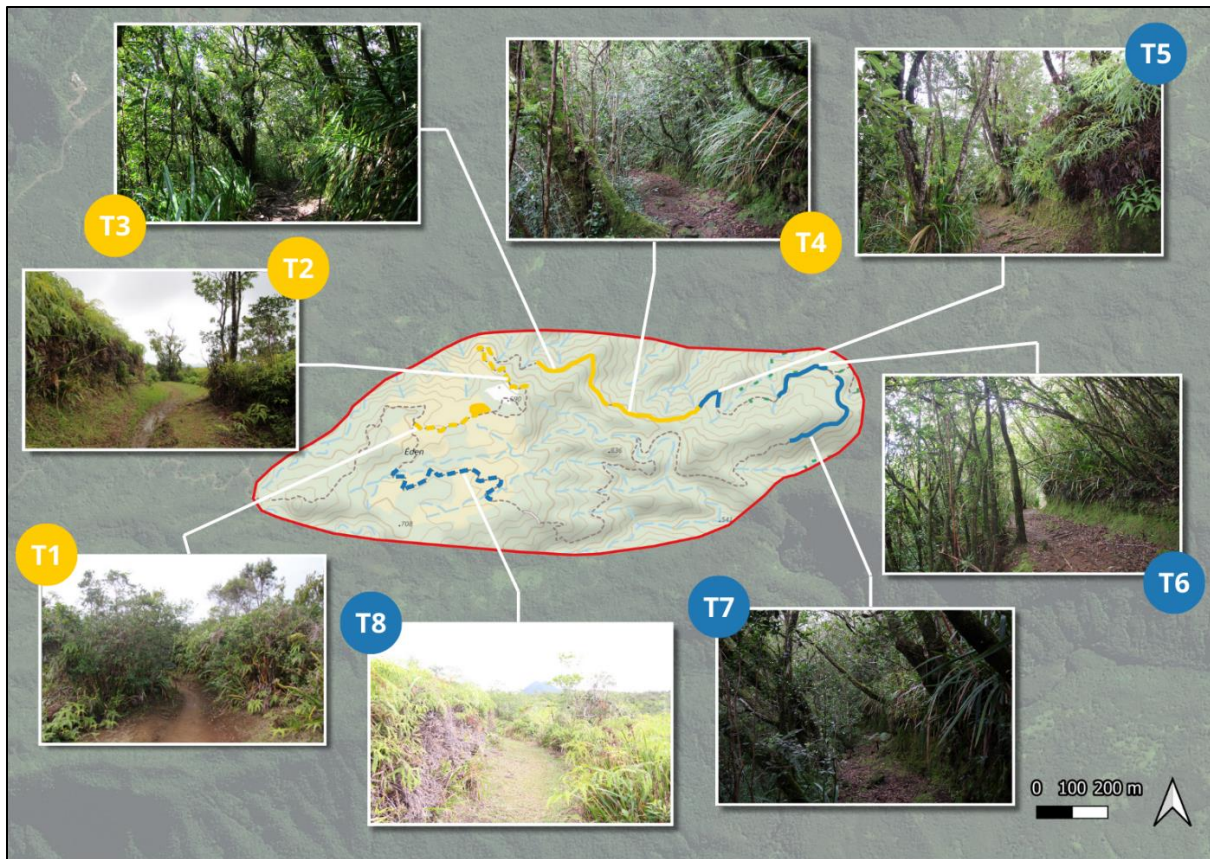


Figure 8 : Photographies des différents milieux sur les transects d'échantillonnage.

Tableau 3 : Répartition des transects d'échantillonnage par type de zone et présence de plaques.

LONGUEUR TOTALE DES TRANSECTS							
2226,32 m							
ZONE OUVERTE				ZONE FERMÉE			
1017,32 m				1209,00 m			
Avec plaque	%	Sans plaque	%	Avec plaque	%	Sans plaque	%
488,70 m	21,95	598,53 m	26,88	610,46 m	27,42	528,73 m	23,75

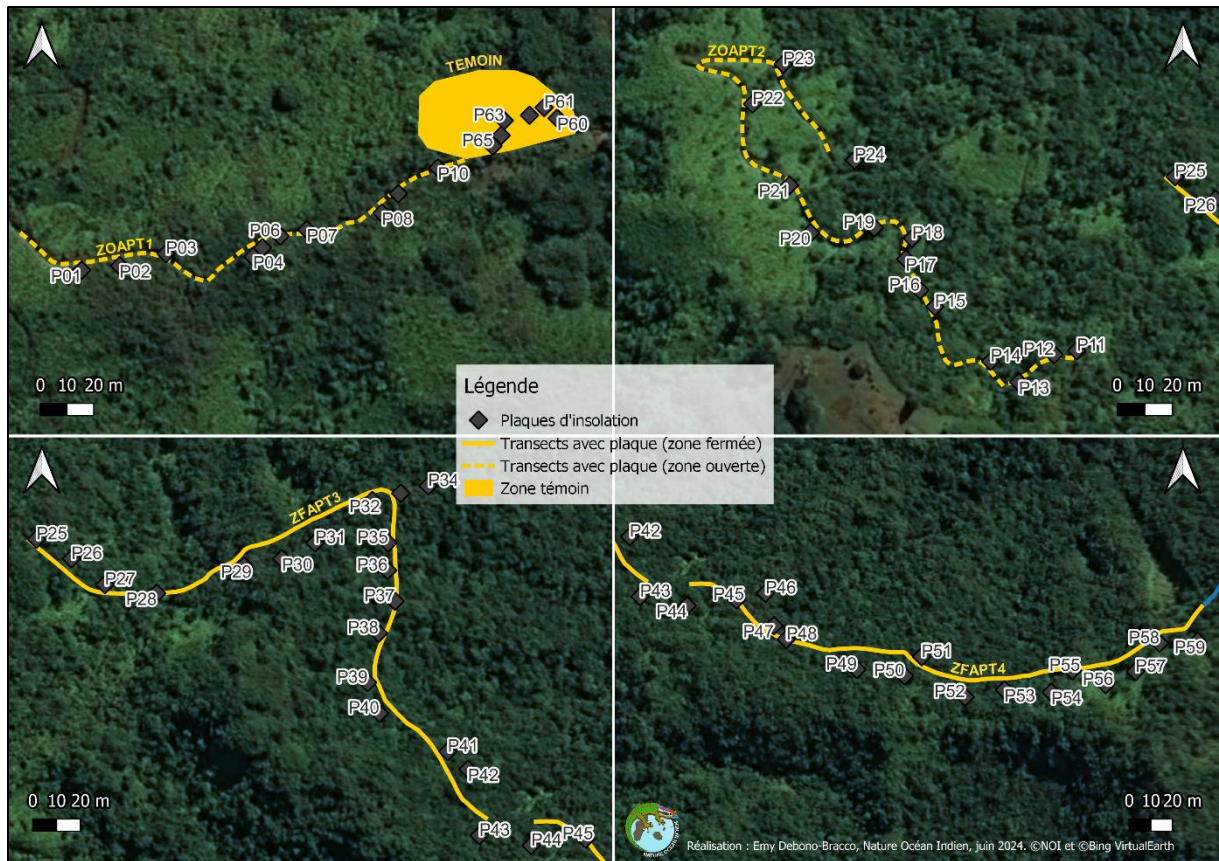


Figure 9 : Cartographies de la disposition des plaques arboricoles sur chaque transect.

Les plaques arboricoles en polyéthylène moussé (matériau sélectionné en raison de son faible coût, de sa résistance, de sa facilité d'installation et de ses propriétés thermiques) d'une dimension standard de 17 cm x 26,5 cm ont ainsi été fixées sur différents substrats arboricoles à l'aide de ficelle végétale (Figure 10), avec intervalle moyen de 20 mètres. Elles ont été disposées de façon à présenter des placettes d'insolation pour les geckos et à être visibles par les observateurs depuis le tracé du transect. En raison des risques précédemment cités et de la nécessité de concevoir un protocole basé uniquement sur des repérages visuels directs, les plaques arboricoles ont été attachées de façon à être entièrement en contact avec le substrat.



Figure 10 : Photographie d'une plaque arboricole en polyéthylène moussé sur un *Pandanus montanus*.

Enfin, des plaques ont également été installées sur une zone témoin (P60-65, « Zone témoin » ; Figure 9) qui concentrait un nombre important d'observations de Gecko vert de Bourbon. La présence d'individus sur des plaques au niveau de cette zone pourrait alors donner des indications sur leurs tendances globales à venir s'y insoler, et constitue en ce sens à une zone de contrôle.

4. Application du protocole de suivi

L'activité des reptiles étant fortement corrélée aux conditions météorologiques du fait de leur caractère poïkilotherme (Heatwole & Taylor, 1987; Schmidt-Nielsen, 1997), l'ensemble des passages ont été réalisés dans des conditions propices aux observations (Choeur *et al.*, 2022; Fahd, 2004), lors de journées ensoleillées, sans vent, ni pluie.

Afin de tester la potentielle amélioration du taux de détection des taxa cibles, la méthode du double observateur a été mise en œuvre lors de ces passages (Riddle *et al.*, 2010; Romano *et al.*, 2021). Dès lors, deux observateurs parcourent à pied le tracé du transect à une vitesse moyenne de cheminement d'environ 30 mètres par minute (Caron *et al.*, 2010), l'un derrière l'autre, à une distance de 3 à 4 mètres. L'observateur 1 indique et dénombre tous les individus qu'il aperçoit à l'observateur 2. L'observateur 2, lui, enregistre ce que l'observateur 1 rapporte, relève l'emplacement des observations, mais note également toute observation supplémentaire détectée par lui-même et manquée par l'observateur 1. La méthode de suivi par Captures-Marquage-Recaptures (CMR) ayant été adoptée pour l'analyse des données, l'observateur 1 a également pour tâche de photographier tous les individus observés à l'aide d'un appareil photo Canon® EOS. Enfin, afin d'assurer une indépendance des résultats, les rôles sont ainsi échangés à chaque nouveau transect.

Pour tous les transects, plusieurs paramètres sont relevés à chaque passage d'échantillonnage (ANNEXES I, II). Ainsi, le nom et l'ordre des observateurs sont renseignés, ainsi que la date et le lieu. Au début et à la fin de chaque transect, les heures ainsi que plusieurs données météorologiques sont également collectées, telles que la température (°C) et la vitesse du vent (km/h), mesurées à l'aide de l'anémomètre Kestrel® 3000, ainsi que les conditions météorologiques immédiates (ensoleillé, partiellement couvert, ciel voilé, très nuageux, orageux ou pluvieux).

A chaque observation de Gecko vert de Bourbon, un point de coordonnées est relevé à l'aide d'un GPS Garmin GPSMAP® 64sx. De plus, plusieurs données en lien avec l'individu sont collectées (ANNEXES I, II), telles que le sexe (mâle ou femelle), la classe d'âge (juvénile,

subadulte ou adulte), le macro-support sur lequel il est observé (*i.e.* la structure ou l'espèce végétale) ainsi que le micro-support (partie spécifique du macro-support, *e.g.* : branche, tronc...). Ensuite, la distance et la hauteur (en mètre) de la position de l'individu par rapport au transect sont notées en vue d'une analyse en *distance sampling* (Besnard & Salles, 2010). Et enfin, l'heure et le numéro de l'observateur ayant aperçu l'individu sont renseignés.

5. Bancarisation et traitement des données

A la suite de chaque session, les données récoltées sur le terrain sont bancarisées dans une base de données sous Microsoft® Excel® v. 2407 dédiée au présent projet. Chaque ligne de la base est unique et correspond soit à l'observation d'un individu sur un transect à un passage donné, soit à un transect sans observation lors d'un passage. Le traitement de ces données est ensuite réalisé la version 3.24.1 du logiciel QGIS (QGIS Development Team, 2022) ainsi que sous le logiciel R version 4.3.3 (R Core Team, 2023).

5.1. Taux de détection de l'espèce

5.1.1. Capture-Marquage-Recapture

Dans la mesure du possible, chaque individu détecté lors d'un passage a été pris en photos sous plusieurs angles (vues dorsale et latérales), de façon à capturer les motifs dorsaux et céphaliques caractéristiques (Figure 11). L'ensemble des clichés constitue ainsi une base de données permettant la photo-identification des individus lors des passages suivants. Dans le cas où un individu détecté n'a pas pu être photographié, celui-ci n'a pas été considéré dans l'analyse CMR. A partir de l'historique de détection individuel, des probabilités de détection et d'occupation de l'espèce sur le site d'étude ont pu être estimés à l'aide du package RMark (logiciel MARK 10.1, White & Burnham, 1999).



Figure 11 : Exemple de photo-identification d'une femelle adulte de *Phelsuma borbonica* identifiée comme l'individu n°029 capturée lors du premier passage puis recapturée à trois reprises.

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). Les intervalles de temps entre les différents passages ayant été irréguliers en raison des contraintes logistiques et météorologiques, ces derniers ont donc été spécifiés.

Ces contraintes ont également mené à des visites sur les différents secteurs du site à des heures et des observateurs différents entre les passages successifs. Il n'a donc pas été possible de tester les covariables propres à ces visites (température, vent, conditions météorologiques, identité des observateurs) sur les probabilités estimées avec des modèles CJS classiques. De plus, le faible nombre d'individus considérés dans cette analyse n'a pas permis d'intégrer les covariables liés à la fermeture des milieux.

5.1.2. Site occupancy

L'analyse des données par *site occupancy* prend uniquement en compte la présence d'individus au sein d'un secteur d'échantillonnage. En ce sens, chaque transect a été rallongé dans le but d'être par la suite redécoupé en segments de 50 mètres. Ce choix de longueur se justifie notamment à travers les connaissances acquises sur la mobilité de l'espèce (Bonanno, 2016; Sauroy-Toucouère & Vingadachetty, 2015), mais également à travers la distance de recapture d'un individu photo-identifié à une distance semblable au cours de cette étude. Par la suite, chaque observation a ainsi été assimilée au sous-transect le plus proche. L'ensemble des données a enfin été converti en une matrice de détection des sous-transects d'échantillonnage en fonction des passages, afin d'être analysée à l'aide du package R unmarked 1.4.1 (Fiske & Chandler, 2011). En raison des mêmes contraintes que pour l'analyse

CMR, les covariables liées aux passages sur les transects n'ont pas été considérées. Seule exception, la covariable liée à la fermeture des milieux a pu être prise en compte dans cette méthode d'analyse.

Les probabilités de détection ont été estimées en fonction de quatre modalités : des transects en milieu fermé ou en milieu ouvert à un seul observateur ($N_{\text{simpleOBS}} = 28$), ainsi que des transects en milieu ouvert ou fermé à deux observateurs ($N_{\text{doubleOBS}} = 46$). Plusieurs modèles ont ensuite été ajustés en fonction de l'influence de la fermeture du milieu sur les probabilités d'occupation et/ou de détection. A partir de la comparaison des différents modèles, ceux intégrant une détection variant en fonction de la fermeture du milieu tout en supposant une occupation constante, ont finalement été retenus ($AIC_{\text{doubleOBS}} = 191,10$, $\Delta AIC_{\text{doubleOBS}} < 2$; $AIC_{\text{simpleOBS}} = 151,87$, $\Delta AIC_{\text{simpleOBS}} < 2$).

De plus, un modèle linéaire généralisé (GLM) ajusté selon une distribution gaussienne a été réalisé pour évaluer les effets de la fermeture du milieu et du nombre d'observateurs sur la probabilité de détection des geckos.

5.1.3. Distance sampling

L'analyse des données par la méthode du *distance sampling* a été réalisée à l'aide du package R Distance (Miller & Clark-Wolf, 2023). L'objectif principal de cette analyse est d'estimer la probabilité de détection en fonction de la distance entre la ligne centrale du transect et les individus observés. Pour ce faire, une fonction clé half-normal a été attribuée au modèle pour ajuster la fonction de détection (cette fonction suppose que la probabilité de détection décroît à mesure que la distance augmente). Aucune fonction d'ajustement supplémentaire n'a été appliquée. En raison du nombre d'observations concentré sur un intervalle de distances compris entre 0 à 4 mètres (93,5% des données à deux observateurs ; 100% des données à un seul observateur), seules ces observations ont été retenues. Deux analyses par la méthode du *distance sampling* ont ainsi été effectuées, incluant une fonction de détection avec un observateur unique ($N_{\text{simpleOBS}} = 28$) ainsi qu'avec deux observateurs ($N_{\text{doubleOBS}} = 43$).

5.2. Effets des paramètres extérieurs sur la détection

Lors de cette étude, plusieurs éléments relatifs à l'acquisition des données sur le terrain ont pu affecter la probabilité de détection de l'espèce. Ainsi, le niveau d'observation des personnes ayant pris part à l'étude, les facteurs environnementaux tels que la température, le vent et les conditions météorologiques, et enfin la présence de plaques arboricoles sur les

transects ont été testés statistiquement afin de mettre en lumière une quelconque influence sur la probabilité de détection.

5.2.1. Effet des observateurs

Au total, six personnes se sont succédées tout au long de l'étude, prenant à tour de rôle la place des observateurs 1 et 2. L'expérience de ces observateurs dans la détection de geckos arboricoles variait, allant de personnes expérimentées à débutantes dans cet exercice. En ce sens, des modèles linéaires généralisés ont été élaborés pour tester l'influence du niveau des observateurs sur la détection.

5.2.2. Effet des facteurs environnementaux

En raison du faible nombre de données et de la variabilité imputée à leur acquisition tout au long de l'étude, aucun test statistique suffisamment fiable n'a pu être réalisé pour évaluer l'influence des facteurs environnementaux sur la probabilité de détection.

5.2.3. Effet des plaques arboricoles

Au total, sur l'ensemble des secteurs équipés de plaques (c'est-à-dire la zone témoin ainsi que les transects 1 à 4, Figure 9) seulement 2 individus ont finalement été observés en insulations sur des plaques arboricoles (Figure 12). Ainsi, dans l'objectif de démontrer une différence significative entre le total des observations sur les plaques et en dehors, un test de Chi-carré a été appliqué.

Néanmoins, en raison du faible échantillonnage en lien avec cette étude, aucun test statistique suffisamment fiable n'a pu être réalisé pour évaluer l'influence de la présence des plaques sur la probabilité de détection des individus.

5.2.4. La méthode du double observateur

Les premiers résultats traduisent une part importante de détections de la part de l'observateur 1 (60,9%) au sein des transects d'échantillonnage. Néanmoins, le second observateur semble avoir joué un rôle complémentaire non négligeable dans la détection de l'espèce (39,1%). Ainsi, afin de déterminer si l'ajout d'un second observateur pourrait améliorer la probabilité de détection de façon significative au seuil de 5%, un test de Wilcoxon-Mann-Whitney ainsi qu'un GLM ajusté selon une distribution gaussienne ont finalement été appliqués.

5.3. Dimensionnement d'un protocole de suivi

Le dimensionnement d'un protocole de suivi permet non seulement de déterminer la présence ou l'absence d'une espèce avec un certain degré de certitude dans une zone donnée, mais également de suivre l'évolution de la dynamique des populations cibles au fil du temps.

Afin de définir un protocole de suivi adapté aux milieux ouverts, il est indispensable de déterminer différents éléments tels que le nombre et la longueur des transects nécessaires, ainsi que le nombre de passages requis. Pour cela, des tests de puissance ont été réalisés à l'aide des packages R unmarked 1.4.1 (Fiske & Chandler, 2011) et pwr 1.2-1 (Champely *et al.*, 2017). Cependant, en raison du nombre limité de données disponibles, les résultats obtenus se sont révélés peu fiables, pouvant conduire à des conclusions erronées. En conséquence, il a été décidé de ne pas établir de protocole de suivi sur la base de ces résultats. Pour avancer dans le dimensionnement d'un protocole spécifique, il serait nécessaire de recueillir un volume plus important de données afin d'assurer la robustesse et la précision des analyses de puissance.

IV. RESULTATS

1. Données récoltées

Au total, six passages ont été réalisés entre juin et juillet 2024. Ainsi, 97 individus ont été détectés sur l'ensemble du site (au sein des transects d'échantillonnage et en dehors). Seulement 9 geckos (soit 9,3% des observations) ont pu être observés dans des milieux fermés (Tableau 4). Malgré le nombre important de détections en dehors des transects d'échantillonnage (45,4%), la non-standardisation de l'acquisition de ces données n'a pas permis de les prendre en compte dans les analyses de *site occupancy* et de *distance sampling*.

Tableau 4 : Total des détections de Gecko vert de Bourbon sur le site de la forêt de l'Eden-Libéria en fonction des passages, des transects et de la fermeture des milieux (B : Zone témoin ; T : Transect ; HZ : En dehors des transects).

Zone	Type de milieu	Equipement plaques	PASSAGE	PASSAGE	PASSAGE	PASSAGE	PASSAGE	PASSAGE	TOTAL
			1 19/06/24	2 27/06/24	3 08/07/24	4 11/07/24	5 18/07/24	6 24/07/24	
B	OUVERT	Présence	0	2	0	5	0	0	7
T1	OUVERT	Présence	1	0	1	2	1	1	6
T2	OUVERT	Présence	3	0	0	1	1	1	6
T3	FERME	Présence	1	0	0	0	0	0	1
T4	FERME	Présence	0	0	0	0	0	0	0
T5	FERME	Absence	0	0	0	0	0	0	0
T6	FERME	Absence	1	1	0	0	3	0	5
T7	FERME	Absence	5	0	3	0	0	0	8
T8	OUVERT	Absence	4	5	3	5	2	1	20
HZ	/	Absence	20	4	5	7	2	6	44
TOTAL			35	12	12	20	9	9	97

A travers les différents passages, seulement 2 *Phelsuma borbonica* ont été observés sur des plaques arboricoles. De plus, 3 individus ont également pu être observés à proximité d'une plaque, sans venir s'y insoler (Figure 12).



Figure 12 : Photographies de Gecko vert de Bourbon en thermorégulation sur des plaques arboricoles et à proximité (en haut à gauche : mâle adulte sur une plaque ; en bas à gauche : femelle adulte sur une plaque ; à droite : femelle adulte à proximité d'une plaque).

2. Taux de détection de l'espèce

2.1. Capture-Marquage-Recapture

A l'échelle du site de la forêt de l'Eden-Libéria (sur les transects d'échantillonnage et en dehors), 79 individus différents ont pu être identifiés. Sur l'ensemble de ces passages, 6 individus ont finalement été recapturés par photo-identification (représentant 10 événements de recaptures). Parmi l'ensemble de ces individus, seulement 40 ont pu être identifiés sur les secteurs d'étude, avec un total de 3 individus recapturés (soit 6 événements de recaptures, Tableau 5). En raison du faible nombre d'individus photo-identifiés, l'estimation des probabilités d'occupation et de détection s'est faite sur la base des individus identifiés de façon certaine sur l'ensemble du site à deux observateurs ($N_{\text{doubleOBS}} = 60$). Les mêmes estimations ont également été réalisées pour un observateur unique ($N_{\text{simpleOBS}} = 40$).

Tableau 5 : Détails du nombre d'individus photo-identifiés par CMR à l'échelle du site entier et des transects d'échantillonnage.

	SITE	TRANSECTS
Nombre total d'individus photo-identifiés	79 <i>100%</i>	40 <i>100%</i>
Nombre d'individus recapturés par photo-identification	6 <i>7,6%</i>	3 <i>7,5%</i>
Nombre d'individus photographiés mais identification incertaine	20 <i>25,3%</i>	12 <i>30,0%</i>
Nombre d'individus n'ayant pas pu être photographiés	9 <i>11,4%</i>	2 <i>5,0%</i>

La probabilité de détection à deux observateurs sur le site de l'Eden-Libéria est ainsi estimée à $0,13 \pm 0,06$ pour une probabilité d'occupation de $0,95 \pm 0,03$. A un seul observateur, la probabilité de détection est estimée à $0,06 \pm 0,06$, pour une probabilité d'occupation de $0,95 \pm 0,07$ (Figure 13). La présence de deux observateurs a donc permis d'augmenter le taux de détection de 126,0%.

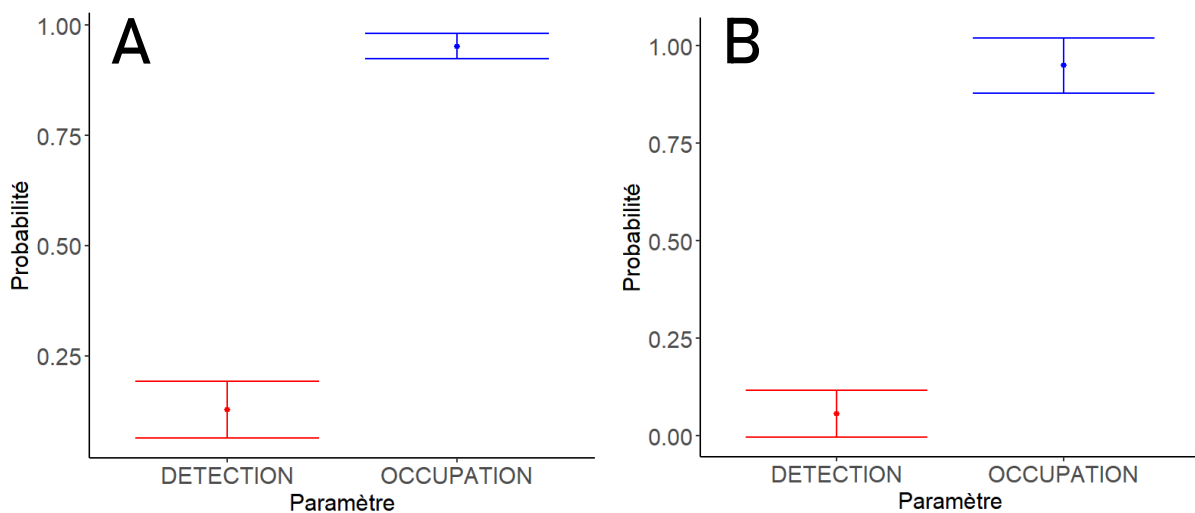


Figure 13 : Diagramme des probabilités de détection et d'occupation de *Phelsuma borbonica* estimées par CMR sur l'ensemble des du site d'étude estimées (A : Double observateurs ; B : Simple observateur).

2.2. Site occupancy

Lors de ces six passages, la probabilité de détection à deux observateurs est estimée à $0,32 \pm 0,05$ en milieu ouvert, tandis qu'elle se limite à $0,05 \pm 0,02$ en milieu fermé. A un seul observateur, la probabilité de détection en milieu ouvert est estimée à $0,27 \pm 0,06$ et à $0,05$

$\pm 0,03$ en milieu fermé (Figure 14). Les probabilités d'occupation varient également en fonction du nombre d'observateur ($\psi_{\text{doubleOBS}} = 0,74 \pm 0,12$ et $\psi_{\text{simpleOBS}} = 0,57 \pm 0,14$). La présence de deux observateurs a donc permis d'augmenter le taux de détection de 17,5% en milieu ouvert, sans qu'il n'y ait d'amélioration en milieu fermé.

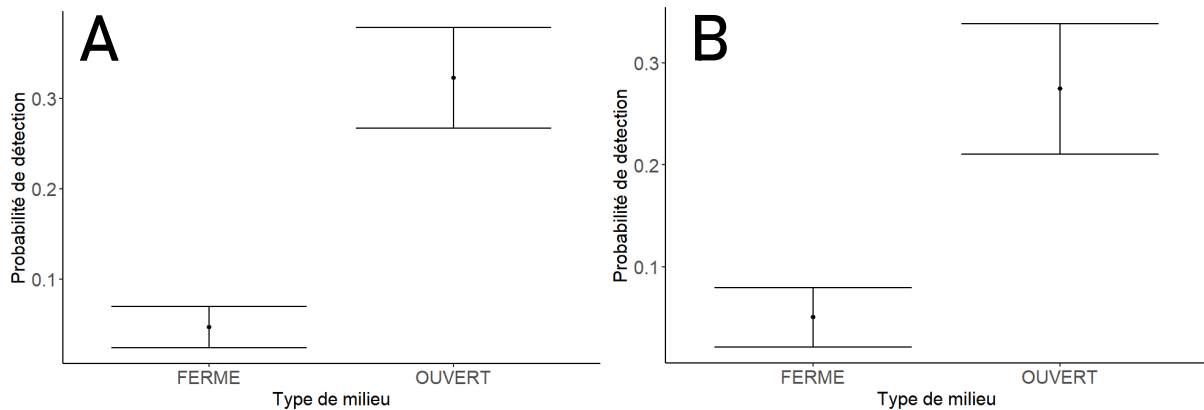


Figure 14 : Diagramme des probabilités de détection de *Phelsuma borbonica* estimées par site occupancy sur l'ensemble des sous-transects d'échantillonnage en fonction de la fermeture du milieu (A : Double observateurs ; B : Simple observateur).

Les GLM ajustés pour les variables de milieu et d'observateur montrent une influence significative de l'ouverture du milieu sur la probabilité de détection estimée par *site occupancy*. En effet, le coefficient associé aux sites ouverts estimé à 0,310 suggère une probabilité de détection plus élevée dans les secteurs ouverts ($p\text{-value} = 0,046$) comparé aux secteurs fermés ($p\text{-value} = 0,226$). En ce qui concerne le nombre d'observateurs, le modèle ne montre aucune différence significative entre les taux de détections entre double et simple observateurs ($p\text{-value} = 0,543$), quel que soit le milieu.

2.3. Distance Sampling

Les deux modèles de *distance sampling* témoignent d'une diminution régulière de la probabilité de détection avec l'augmentation de la distance de l'observation au transect. En moyenne, les probabilités de détection associées sont estimées à $p_{\text{doubleOBS}} = 0,61 \pm 0,13$ et $p_{\text{simpleOBS}} = 0,59 \pm 0,19$ (Figure 15). Du fait du très faible nombre d'observations en milieu fermé (Figure 16), la méthode du *distance sampling* ne peut pas être appliquée individuellement à chaque échantillon de milieux. La présence d'un second observateur a donc permis d'augmenter le taux de détection de 4,0% selon la méthode du *distance sampling*.

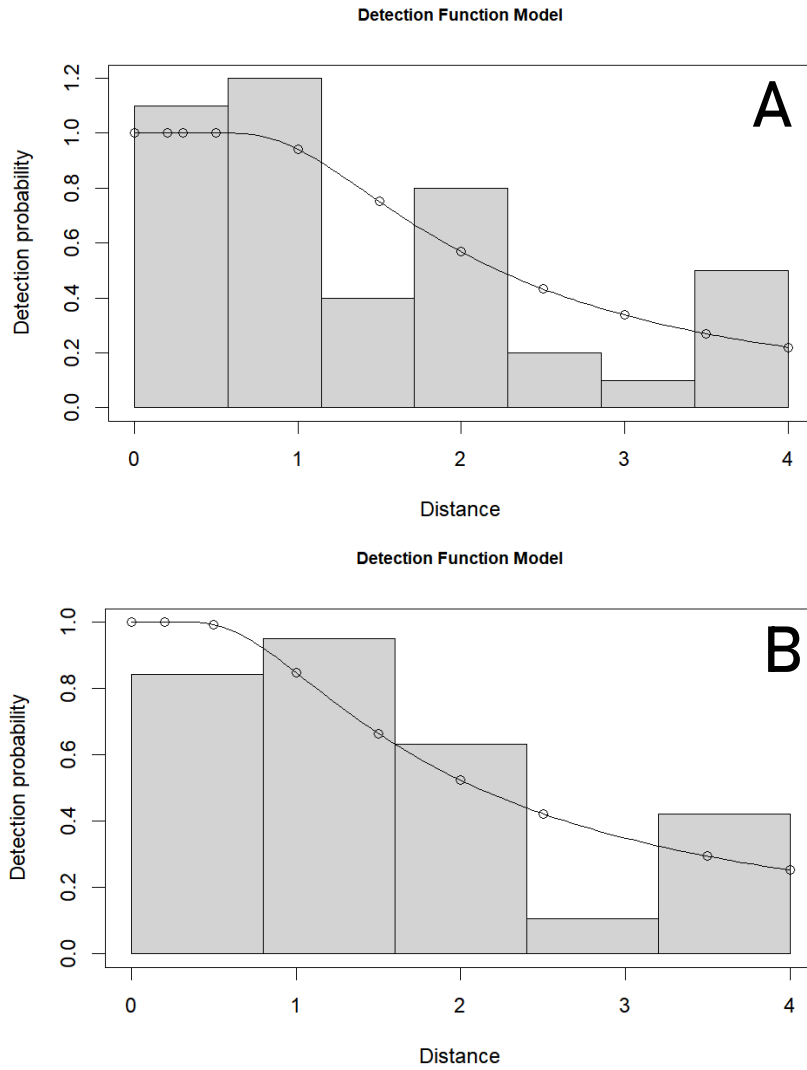


Figure 15: Histogramme de détection de *Phelsuma borbonica* en fonction de sa distance au transect d'échantillonnage (A : Double observateurs ; B : Simple observateur ; Histogramme : Nombre d'observations par unité de distance en mètres ; Point : Probabilité de détection associée à chaque unité de distance).

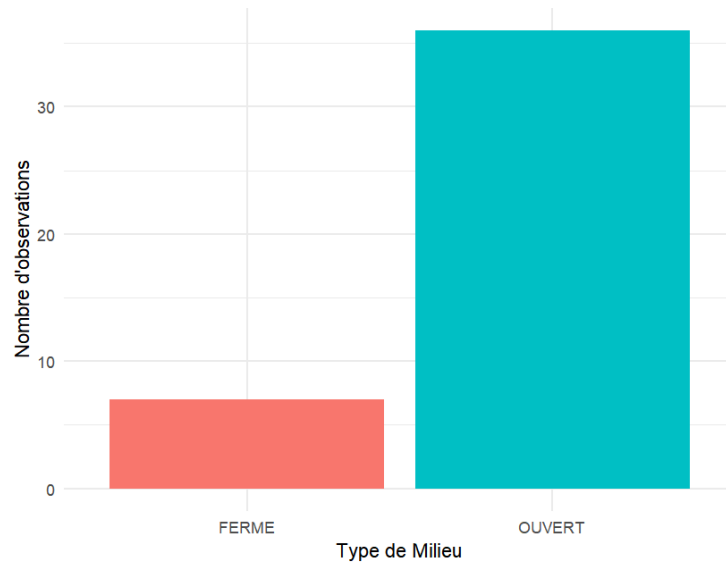


Figure 16 : Histogramme des observations de *Phelsuma borbonica* à deux observateurs en fonction du type de milieu sur les transects d'échantillonnage.

3. Effets des paramètres extérieurs sur la détection

3.1. Effet des observateurs

Les GLM finaux ajustés pour les variables de détection et de niveau des observateurs (classés selon trois modalités : débutant, intermédiaire ou aguerri) montrent une influence significative des observateurs « aguerris » sur la détection ($p\text{-value} = 0,030$) par rapport au « débutants ». Les coefficients estimés traduisent alors une meilleure probabilité de détection de l'espèce de la part des observateurs expérimentés. Néanmoins, les modèles de régression logistique n'indiquent aucune influence statistique significative de la part des observateurs « intermédiaires » en comparaison à celle des « débutants » sur la probabilité de détection (respectivement, $p\text{-value} = 0,273$ et $p\text{-value} = 0,217$).

3.2. Effet des plaques arboricoles

L'hypothèse selon laquelle la détection des geckos sur les plaques arboricoles est significativement différente de celle hors des plaques, a ainsi été renforcée par un test statistique de Chi-Carré ($p\text{-value} = 1,76e-07$).

3.3. La méthode du double observateur

Afin d'évaluer l'efficacité de la méthode du double observateur, chaque probabilité de détection a donc été estimée selon deux conditions : en présence ou en absence d'un second observateur (Tableau 6, Figure 17).

Tableau 6 : Synthèse des probabilités de détection estimées par méthode d'analyse (en vert : intervalles de confiance associés ; * : valeurs de détection moyennes, calculées en fonction de la distance au transect).

	DOUBLE OBSERVATEUR		SIMPLE OBSERVATEUR	
	Milieu ouvert	Milieu fermé	Milieu ouvert	Milieu fermé
<i>CMR</i>		0,13 0,06 - 0,19		0,06 0 - 0,12
<i>Site occupancy</i>	0,32 0,27 - 0,38	0,05 0,02 - 0,07	0,27 0,21 - 0,33	0,05 0,02 - 0,08
<i>Distance sampling</i>		0,61* 0,48 - 0,75		0,59* 0,40 - 0,78

Le rôle complémentaire du second observateur se traduit à travers les probabilités de détection de l'espèce, augmentant ces taux de 126,0% (CMR), 17,5% (*site occupancy*, milieux ouverts) et 4,0% (*distance sampling*).

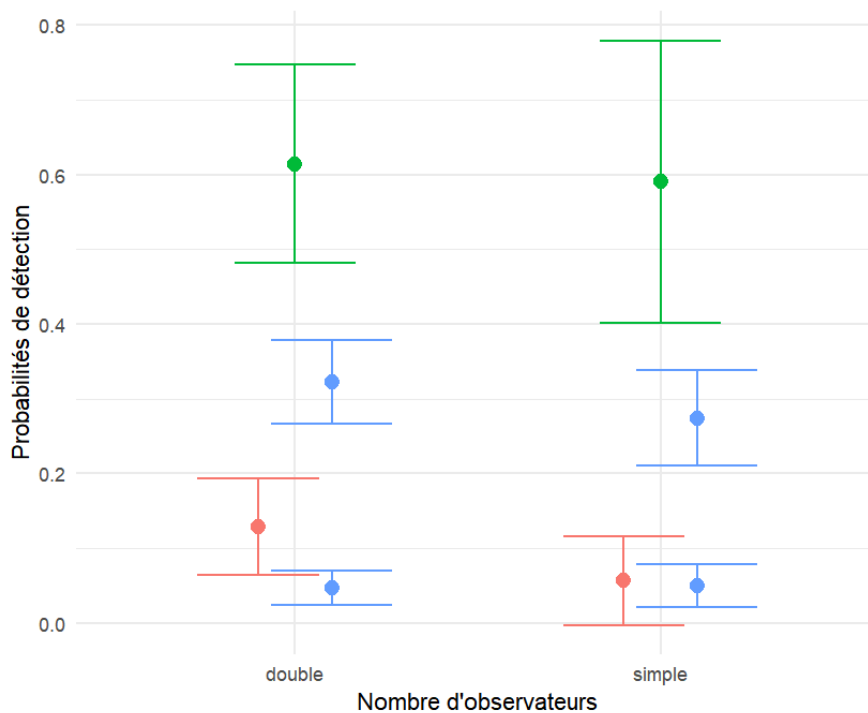


Figure 17 : Diagramme des probabilités de détection de *Phelsuma borbonica* en fonction des différentes méthodes d'analyse (rouge : Capture-Marquage-Recapture ; vert : distance sampling ; bleu : site occupancy).

Néanmoins, malgré une potentielle amélioration de la détection, cet effet ne s'avère pas statistiquement significatif (Test de Wilcoxon-Mann-Whitney : $W = 9$, $p\text{-value} = 0,886$). Ces résultats sont renforcés par le modèle GLM, qui suggère que le nombre d'observateurs

pourrait avoir un effet sur la variable de détection, sans qu'il ne soit toutefois significatif (p -value_{simpleOBS} = 0,103 ; p -value_{doubleOBS} = 0,070).

V. DISCUSSION

1. Etude de détectabilité de *Phelsuma borbonica*

La méthodologie globale employée pour la détection du Gecko vert de Bourbon dans le cadre de cette étude est sensiblement novatrice. Dans le cadre du programme de surveillance des amphibiens et des reptiles de l'océan Indien, cette étude pilote constitue une première étape importante. Ainsi, elle pourrait permettre de définir les paramètres nécessaires au développement d'un protocole de suivi standardisé des populations à l'échelle de l'île. De plus, cette étude a permis de tester la méthode des plaques arboricoles pour la détection du Gecko vert de Bourbon, une approche qui n'avait jusqu'à présent jamais été évaluée.

1.1. Comparaison des méthodes d'analyse

Les différentes estimations des probabilités de détection de l'espèce présentent des disparités cohérentes selon la méthodologie employée.

La méthode de CMR s'est appuyée sur l'ensemble des données recueillies sur le site. En d'autres termes, en raison d'un nombre de données trop faible, il a été décidé de traiter les détections d'individus à la fois dans les secteurs d'études et en dehors. Or, il s'avère qu'en dehors des transects, les variations notables dans l'attention et la vitesse de marche des deux observateurs aient pu affecter la probabilité de détection estimée. De plus, le très faible nombre d'individus photo-identifiés en milieu fermé n'a pas permis d'estimer une probabilité de détection propre à cet habitat, malgré la nette différence ressentie sur le terrain. Enfin, le nombre important de détections n'ayant pas permis une photo-identification certaine laisse à penser que la CMR ne représente pas la méthode la plus pertinente en regard du jeu de données présent.

Néanmoins, l'approche par CMR a mis en évidence des variations dans les estimations en fonction du nombre d'observateurs. En effet, bien que les modèles estiment une nette amélioration de la probabilité de détection de l'espèce lors de l'ajout d'un second observateur ($p_{\text{simpleOBS}} = 0,06 \pm 0,06 < p_{\text{doubleOBS}} = 0,13 \pm 0,06$), cette présence supplémentaire ne semble pas affecter l'estimation de la probabilité d'occupation ($\psi = 0,95 \pm 0,03$). Cela peut donc suggérer que dans ce contexte, le nombre d'observateurs pourrait influencer la capacité à détecter la présence de l'espèce, sans toutefois modifier l'estimation globale de l'occupation du site. En

d'autres termes, la présence ou l'absence de l'espèce dans une zone donnée pourrait être estimée indépendamment du nombre d'observateurs, alors que la détection pourrait devenir plus fiable avec l'ajout d'un observateur.

La méthode de *site occupancy* représente quant à elle, la seule approche ayant permis une analyse plus fine en lien avec le milieu de détection. Contrairement aux deux autres méthodes, cette approche a également permis d'intégrer les non-détections d'individus dans les analyses au même titre que les détections.

L'approche par *site occupancy* révèle une probabilité de détection très inégale en fonction du milieu. Ainsi, en cohérence avec les observations de terrain, les milieux ouverts semblent offrir une meilleure détection que les milieux fermés, et ce, indépendamment du nombre d'observateurs. Le nombre d'observateurs semble néanmoins exercer une légère influence sur la probabilité de détection, notamment en milieu ouvert ($p_{\text{doubleOBS}} = 0,32 \pm 0,05 > p_{\text{simpleOBS}} = 0,27 \pm 0,06$). En raison du très faible nombre d'observations en milieu fermé, cette amélioration n'est pas quantifiable dans le contexte spécifique des habitats forestiers ($p_{\text{simpleOBS}} = p_{\text{doubleOBS}} = 0,05$). Et enfin, contrairement à l'analyse CMR, la méthode du *site occupancy* dévoile un effet du nombre d'observateurs sur l'estimation des probabilités d'occupation ($\psi_{\text{doubleOBS}} = 0,74 \pm 0,12$ et $\psi_{\text{simpleOBS}} = 0,57 \pm 0,14$). Ces éléments mènent donc à la conclusion que selon la méthode du *site occupancy*, le nombre d'observateurs pourrait influencer la probabilité de détection de l'espèce, surtout en milieu ouvert, où une augmentation du nombre d'observateurs pourrait améliorer la détection. En milieu fermé, les données insuffisantes limitent la capacité à quantifier cet effet, rendant les résultats moins clairs pour ces habitats. De plus, la méthode du *site occupancy*, contrairement à l'analyse CMR, révèle un effet du nombre d'observateurs sur l'estimation des probabilités d'occupation, suggérant que cette méthode pourrait fournir des informations plus détaillées sur l'impact du nombre d'observateurs sur les estimations d'occupation des sites.

La très faible probabilité de détection estimée dans les milieux fermés, combinée au nombre limité d'observations dans ces habitats, soulève des questions quant à la pertinence de ce protocole pour ce type d'habitat. Ces résultats suggèrent que le protocole actuel pourrait ne pas être adapté aux conditions spécifiques des milieux fermés, où la détection des espèces est particulièrement difficile. Il pourrait alors être nécessaire de réviser la méthodologie pour mieux répondre aux défis posés par ces habitats forestiers, afin d'améliorer la fiabilité des données collectées dans ces contextes. Néanmoins, il semble que la caractérisation de l'habitat ne semble pas être suffisamment précise pour permettre une modélisation cohérente de la détectabilité de l'espèce. Une meilleure différenciation des habitats (sous-

classification) reliés aux termes de « milieu ouvert » et de « milieu fermé » serait plus appropriée afin de répondre à cette problématique. En effet, cette distinction s'est faite uniquement sur la base de l'hétérogénéité relative de la stratification de la végétation. La probabilité de détection étant particulièrement sensible à la fermeture des milieux, une meilleure définition de la stratification et de la densité de végétation serait donc préférable.

Par ailleurs, le découpage des transects en segments de 50 mètres semble être soumis à une méconnaissance de l'écologie de *Phelsuma borbonica*. En effet, aucune donnée précise relative à la mobilité de l'espèce, à ses capacités de dispersion, son domaine vital ou encore aux surfaces de territoires occupées ne semble exister. La définition de cette longueur de découpage se base uniquement sur la recapture d'un individu photo-identifié à une cinquantaine de mètres au cours de cette étude, ainsi que sur les travaux de suivi du gecko vert de Bourbon réalisés à la Plaine d'Affouches (alt. 650-1 000 m, Saint-Denis), qui fournissent quelques données descriptives en lien avec la mobilité linéaire de l'espèce le long de transects (Couturier *et al.*, 2019). Chez les adultes, les distances de déplacements maximales sont de l'ordre d'une dizaine de mètres, avec des maximums allant de 25 à 32 mètres (Bonanno, 2016; Sauroy-Toucouère & Vingadachetty, 2015).

Enfin, les estimations obtenues via la méthode du *distance sampling* semblent également avoir été limitées par le faible échantillonnage. En effet, la taille réduite de l'échantillon n'a, de nouveau, pas permis d'intégrer les covariables relative au milieu et à la hauteur de détection, faute de robustesse statistique. Il est à noter que les probabilités de détection estimées (Tableau 6) correspondent bel et bien à une moyenne des taux de détection en fonction de la distance au transect. En ce sens, la comparaison directe avec les autres estimations semble être une démarche inappropriée. Néanmoins, l'analyse en *distance sampling* a révélé que les distances optimales de détection de l'espèce se situent entre 0 et 2,5 mètres (Figure 15). Ces résultats ne tiennent toutefois pas compte de la hauteur de détection des individus, facteur pourtant prépondérant dans la détection d'espèces arboricoles.

Ces différents éléments permettent donc de conclure que la comparaison brute entre chacune de ces estimations est inappropriée. Chaque méthode d'analyse s'est appuyée sur des données spécifiques adaptées à sa modélisation, et chacune a contribué de manière essentielle à l'élaboration d'un protocole de suivi (effet du nombre d'observateurs, pertinence de la méthode de prospection dans les habitats, distances d'observation optimales, etc.). Ainsi, la modélisation statistique qui semble être la plus pertinente dans ce contexte est celle issue de l'analyse par *site occupancy*. Il s'agit en effet de l'approche la plus cohérente au vu des données collectées et de la précision des estimations.

1.2. La méthode du double observateur

L'ensemble des estimations, à l'exception du taux de détection par *site occupancy* en milieu fermé, révèlent une amélioration de la détection avec l'ajout d'un second observateur. Cette variation s'avère toutefois statistiquement non significative au seuil des 5%, les intervalles de confiance se chevauchant (Figure 17). Toutefois, en raison du faible nombre de données, et de l'influence significative du niveau des observateurs sur la détection, il s'avère impossible d'affirmer avec certitude l'efficacité de la méthode du double observateur.

Cette amélioration, malgré qu'elle ne soit pas significative, est toutefois à mettre en lien avec les différents avantages que peut présenter la présence d'une seconde personne sur le terrain (Kissling & Garton, 2006). En effet, la phase de terrain a permis d'apprécier le fait d'avoir une personne spécifiquement dédiée à la prise de notes et à l'acquisition de données. Cela a permis au premier observateur de maintenir une attention constante sur son environnement, et s'est révélé particulièrement utile pour la prise de photos d'individus fuyants. L'alternance des rôles (tantôt observateur 1, tantôt observateur 2) semble également avoir permis de maintenir cette attention tout au long des journées de terrain, alors qu'elle pourrait avoir tendance à décliner. Le rôle complémentaire du deuxième observateur s'est par ailleurs confirmé dans la détection d'individus ratés par le premier observateur, mais également à travers la gestion d'autres aspects, tels que l'ajustement de la vitesse de cheminement, ou encore la correction des éventuels oublis dans l'acquisition des données. Enfin, l'influence de l'expérience des observateurs sur les taux de détection estimés justifie la présence de plusieurs observateurs, afin de pallier les éventuels biais d'observation et d'améliorer la précision des estimations de détection. Néanmoins, la mobilisation de deux observateurs entraîne nécessairement des coûts supplémentaires, ainsi qu'une complexification de la logistique de terrain. Par conséquent, le recours à la méthode du double observateur doit être guidé par les objectifs spécifiques de l'étude ainsi que par les ressources disponibles.

1.3. La méthode des plaques arboricoles

En ce qui concerne la mise en place des plaques arboricoles, ces dispositifs ne semblent pas améliorer la détection de l'espèce, avec seulement deux individus détectés en insolation sur celles-ci. Néanmoins, la faible affinité de l'espèce pour les plaques arboricoles au cours de cette étude pourrait avoir été influencée par différents biais. En effet, le faible nombre d'individus (N = 2) observés en insolation sur ces substrats pourrait s'expliquer par des problématiques temporelles et/ou de disposition.

En effet, nous pourrions supposer que le temps de latence entre la date de mise en place des plaques et celles des passages n'a pas été pas suffisant. L'hypothèse selon laquelle l'espèce nécessiterait d'un temps plus long d'acclimatation afin de prendre place sur les plaques pour s'insoler reste plausible. A titre d'exemple, Graitson & Naulleau (2005) recommandent de déposer les plaques au moins deux mois avant le début d'une étude.

De plus, la disposition des plaques comporte de nombreux biais. Placées à une hauteur d'homme d'environ 190 cm, ces plaques pourraient ne pas être suffisamment élevées pour le Gecko vert de Bourbon, dont la hauteur moyenne d'observation dans notre étude est de 223 cm. L'orientation des plaques pourrait également avoir eu une influence sur l'affinité des geckos pour celles-ci. En effet, leur installation a répondu à un compromis entre nécessité d'être exposées aux rayons du soleil et obligation d'être visibles par les observateurs depuis le tracé du transect. Enfin, l'exposition des plaques (et plus globalement, des transects) n'a pas été standardisée car la variabilité topographique du milieu était souvent trop importante.

En outre, les dimensions des plaques utilisées pourraient ne pas être adaptées, limitant ainsi leur efficacité. La taille réduite des plaques pourrait avoir restreint leur attractivité pour les geckos, notamment dans des environnements déjà propices à leur thermorégulation. Une augmentation de la taille des plaques pourrait donc potentiellement améliorer leur capacité à attirer les geckos (Nordberg & Schwarzkopf, 2015; Ryan *et al.*, 2002), en offrant des microhabitats plus proches des conditions naturelles, et optimiser ainsi leur détection.

Les prospections sur les transects ont été systématiquement réalisées dans le même ordre tout au long de l'étude. Ainsi, chaque secteur a sensiblement été visité aux mêmes horaires entre les passages. De ce fait, cette approche a permis d'assurer une certaine uniformité temporelle dans les observations, minimisant les potentiels biais liés aux variations horaires dans la détection des geckos. Par conséquent, cela a également permis une meilleure comparabilité des données recueillies à travers les différents passages. Cette standardisation a alors permis de réduire les effets confondants qui pourraient résulter de variations dans les conditions d'observation à différents moments de la journée. Néanmoins, en maintenant une constance dans l'ordre et les horaires des visites, les transects prospectés aux heures les moins propices aux observations ont été maintenus dans ces conditions. On peut donc supposer que les probabilités de détection associées à ces zones aient été sous-estimées.

Enfin, la densité des plaques arboricoles déployées sur le site d'étude pourrait avoir été insuffisante, compte tenu de la disponibilité en zones d'insolation. Dans les milieux où l'habitat naturel est déjà favorable aux geckos, les plaques peuvent apporter peu de bénéfices

supplémentaires, réduisant ainsi leur attractivité. C'est d'ailleurs pour cette raison que les plaques arboricoles sont également utilisées dans le cadre de projets de restauration d'habitats dégradés (Webb & Shine, 2000), où elles peuvent fournir des microhabitats essentiels à la thermorégulation des reptiles.

S'ajoute à ces contraintes une problématique de synchronisation entre le moment de passage et celui d'insolation de la plaque. En d'autres termes, afin qu'un individu soit observé sur une plaque, deux courtes périodes doivent coïncider, soit : le laps de temps durant lequel la plaque sera thermiquement attractive pour l'insolation d'un gecko, ainsi que les quelques secondes de passage durant lesquelles les observateurs pourront vérifier la présence d'un individu sur cette dernière. La possibilité d'observer un individu sur une plaque peut alors s'avérer être un évènement très temporaire et aléatoire, ajoutant de l'incertitude aux précédentes conclusions tirées.

1.4. Les facteurs environnementaux

Au-delà du faible nombre de données collectées au cours de cette étude, l'acquisition des données environnementales semble avoir été affectée par une variabilité liée aux instruments de mesure. Ainsi, la mesure des différents facteurs environnementaux pourrait avoir été biaisée de plusieurs façons : les mesures de vent étaient conditionnées par les rafales observées sur le terrain, et la position de l'appareil (orientation, placement par rapport à un obstacle, etc.) n'était pas nécessairement représentative de l'ensemble du transect. Les mesures de températures présentaient quant à elles des variations importantes et ce, à quelques minutes d'intervalle. Enfin, l'évaluation des conditions météorologiques apparaissait parfois très subjective, étant laissée à l'appréciation personnelle de chaque observateur.

Bien qu'aucune analyse statistique suffisamment robuste n'ait pu être exploitée, les observations sur le terrain ont suggéré une influence de la météo sur la détection des geckos. Les conditions météorologiques ont probablement eu un impact significatif sur les taux de détection des geckos, comme le suggèrent les variations observées dans le nombre d'observations. En effet, les passages lors de journées nuageuses, marquées par des épisodes de vent ou encore avec des températures très faibles ou très élevées, ont été associés à un nombre d'observations plus faible. A l'inverse, le nombre remarquable de détections lors du premier passage semble avoir été influencé par les conditions météorologiques des jours précédents, associés à plusieurs jours de pluie consécutifs. Or, aucun relevé en lien avec la météo des jours précédant la date de suivi n'a été réalisé. Ces intuitions semblent néanmoins confirmées par la littérature (Read & Moseby, 2001; Spence-

Bailey *et al.*, 2010), qui indique une relation positive entre l'élévation des températures et la fréquence des observations.

De plus, à l'échelle de l'île, la phénologie des observations de l'espèce indique une fréquence d'observation moins importante durant l'hiver austral (de mai à septembre, phénologie établie à partir des données issues de *Borbonica.re*; ces observations n'ont toutefois pas été pondérées par la pression d'observation). Bien que le Gecko vert de Bourbon soit un lézard diurne actif tout au long de l'année (Sanchez & Caceres, 2019), la saisonnalité pourrait donc également avoir influencé les taux estimés.

On peut donc en conclure que l'estimation des différentes probabilités de détection a été irrémédiablement influencée par ces éléments, ce qui souligne l'importance d'inclure des données météorologiques détaillées dans les futures études afin d'affiner les analyses et améliorer la précision des estimations.

Plus globalement, cette étude pilote demande à être prolongée sur des échelles de temps et d'espace plus larges. En augmentant le nombre de passages et en couvrant une plus grande variété d'habitats, il serait alors possible d'atténuer les biais identifiés et de renforcer la fiabilité des résultats.

2. Comparaison avec les autres méthodes de détection

Bien qu'aucun suivi à l'échelle de l'île n'ait été entrepris auparavant, plusieurs études ont déjà initié des suivis sur certaines populations de Gecko vert de Bourbon. Parmi celles-ci, on peut citer l'étude menée en 2019 par Couturier *et al.*, qui a réalisé un premier suivi démographique d'une population de *Phelsuma borbonica* à la suite d'une translocation. Tout comme lors cette étude pilote, ce suivi a utilisé une méthode CMR par photo-identification. Deux observateurs étaient également mobilisés, mais les méthodes de prospection variaient en fonction des secteurs. Les approches utilisées comprenaient :

- Recherche visuelle active : un observateur parcourant le secteur à pied, tandis qu'un autre reste statique sur un point d'observation surélevé offrant une bonne visibilité. Depuis ce point fixe, il pouvait alors scruter à l'œil nu et aux jumelles le haut de la canopée, les parties hautes des troncs non visibles depuis le sol ou encore les parois rocheuses avoisinantes. La recherche visuelle au sol était également complétée par des arrêts fréquents, afin de scruter aux jumelles certains supports particulièrement attractifs.

- Installation de refuges artificiels : des tubes en plastique noirs et transparents étaient utilisés comme refuges pour les geckos.
- Appâtage : de la confiture était déposée pour attirer les geckos.
- Recherche dans la canopée : Un observateur perché dans un arbre scrutait les environs à l'aide de jumelles.
- Pièges à empreintes : Des pièges conçus pour capturer des empreintes (« *footprints* ») étaient également mis en place.

Tout comme la forêt de l'Eden-Libéria, le site de cette étude est majoritairement composé d'une relique de forêt sèche (milieux fermés), ainsi que d'un couvert herbacé dense de fougères et d'orchidées (milieux ouverts). L'analyse des données (modèles Cormack-Joly-Seber) a ainsi mené à une probabilité de détection globale de 0,22 (IC95% 0,14-0,32). Ces résultats semblent similaires aux probabilités que nous avons pu estimer, bien qu'ils soient supérieurs aux estimations que nous avons obtenues à partir des données CMR. Cette étude se distingue notamment par la recherche d'individus dans la canopée, qui pourrait alors expliquer le meilleur taux de détection obtenu. La méthode utilisée pour intégrer la recherche d'individus dans la canopée pourrait donc améliorer significativement les probabilités de détection, étant donné que l'espèce occupe largement la canopée comme habitat (Sanchez & Probst, 2017b). Ainsi, ne pas inclure cette dimension dans les méthodes de suivi pourrait sous-estimer la présence réelle des geckos. Par conséquent, pour des estimations plus précises des populations, il semblerait pertinent d'adopter systématiquement des méthodes qui tiennent compte de la canopée dans les futurs protocoles de suivi.

L'étude réalisée en 2023 par Dubos *et al.* marque justement un tournant dans les méthodes de suivi des espèces de *Phelsuma* spp. à La Réunion : la difficulté de détection des reptiles, et notamment des espèces aux mœurs arboricoles, pourrait être corrigée par la surveillance par drone. Malgré un taux de détection plus faible que par le repérage visuel direct (Dubos *et al.*, 2023; Monks *et al.*, 2022), les relevés par télédétection permettraient de compléter les relevés dans les zones inaccessibles (Varela-Jaramillo *et al.*, 2023). Ainsi, l'utilisation de drones serait un moyen efficace de détection des individus présents dans la canopée et ce, sans craindre de réactions comportementales négatives. Cette approche innovante permettrait également d'étudier la dynamique d'utilisation de l'habitat de l'espèce, encore mal connue. D'après Varela-Jaramillo *et al.* (2023), les geckos se sont révélés moins perturbés face au drone qu'en présence humaine à une distance équivalente, ce qui laisse penser que le drone pourrait représenter une méthode d'approche moins invasive, permettant un suivi standardisé sur le long terme. La standardisation des données récoltées entre différents

sites et au fil du temps semble cependant être le principal défi associé à cette méthode (Courtois, comm. pers., 2024), qui implique notamment un lourd travail statistique. En raison de la résolution requise pour une photo-identification efficace, l'acquisition de données CMR pourrait également s'avérer complexe.

3. Les perspectives de suivi de l'herpétofaune réunionnaise

Bien que le manque de données n'ait pas permis de définir un protocole de suivi spécifique pour cette espèce, la poursuite de cette étude pourrait fournir les bases nécessaires au dimensionnement d'un protocole adapté aux milieux ouverts. Étendu à l'échelle de l'île, la méthodologie préconisée par cette étude pourrait alors permettre d'obtenir des estimations des tendances de populations de l'espèce dans certains milieux. A ce jour, les repérages visuels au moyen de transects dans des habitats ouverts semblent constituer l'approche la plus adaptée pour le suivi des geckos arboricoles. La détection dans les milieux forestiers, habitats majoritaires de l'espèce (Sanchez & Probst, 2017a), nécessite toutefois d'être mieux étudiée, en abordant de nouvelles méthodes de suivi.

Les récentes découvertes génétiques indiquent que les populations de Gecko vert de Bourbon, réparties à travers un grand nombre d'habitats sur l'île, sont sur la voie de la spéciation (Cornuault *et al.*, 2024). Afin de préserver cette diversité génétique et d'assurer la survie de l'espèce, il apparaît donc crucial d'assurer une surveillance adaptée à chacune des populations.

Cette étude pilote constitue notamment une première base de travail pour l'identification des différents paramètres - notamment les taux de détectabilité de l'espèce - essentiels à l'élaboration d'un protocole de suivi standardisé des populations à l'échelle de l'île. En ce sens, les connaissances acquises lors de cette étude se révèlent particulièrement pertinentes dans le cadre du futur programme de surveillance des amphibiens et des reptiles de l'océan Indien piloté par la SHF, NOI (La Réunion) et le GEPOMAY (Mayotte). Le développement de méthodes de suivi adaptées pour le Gecko vert de Bourbon pourrait également fournir une base précieuse de connaissances pour des programmes de surveillance similaires visant d'autres espèces de geckos arboricoles dans les territoires d'Outre-Mer. En particulier, les programmes de surveillance lancés en 2023 en Guyane et aux Antilles pourraient bénéficier des approches et des techniques développées à partir de cette étude. L'adaptation des méthodes de suivi aux spécificités locales de chaque territoire permettrait d'améliorer la gestion et la conservation de ces espèces, en tenant compte des variations écologiques et environnementales propres à chaque département.

VI. CONCLUSION

Cette étude pilote a fourni des connaissances précieuses pour le futur suivi du Gecko vert de Bourbon en explorant différentes méthodologies. Les résultats dévoilent une influence marquée de l'ouverture des milieux sur la détection de l'espèce, les milieux ouverts favorisant davantage la détection par rapport aux milieux fermés. Les plaques arboricoles, utilisées pour faciliter la détection, se sont avérées inefficaces. Enfin, bien que la présence de deux observateurs ait montré une légère amélioration sur les taux de détection, cette amélioration n'a pas été statistiquement significative. Il est important de noter que ces conclusions doivent être interprétées avec prudence en raison de la taille réduite de l'échantillon et des biais potentiels qui y sont associés. Le protocole employé lors de cette étude s'avère néanmoins inadapté aux milieux fermés qui composent l'habitat principal de *Phelsuma borbonica*. Ce type de milieu, caractérisé par une strate arborescente dominante et un couvert forestier fermé, représente un véritable défi pour la détection des geckos. Les données obtenues, bien que préliminaires, soulignent la nécessité de développer des méthodes de suivi plus spécifiques, notamment pour les individus en canopée. En dépit de ses limites, cette étude constitue une première étape importante vers l'élaboration d'un protocole de suivi de l'herpétofaune à La Réunion.

La diversité génétique récemment mise en évidence au sein des populations de Gecko vert de Bourbon, couplée à leur répartition dans une variété d'habitats sur l'île, met en exergue l'importance d'un suivi spécifique adapté à chacune des populations et accroît les enjeux de conservation. Assurer la préservation de cette espèce menacée d'extinction implique de prendre en compte les spécificités relatives à chaque habitat. En ce sens, les connaissances acquises dans cette étude s'avèrent particulièrement pertinentes pour le développement de stratégies de conservation de l'espèce sur le long terme.

Pour conclure, cette étude pilote met en lumière l'importance de la recherche méthodologique dans le suivi et la gestion de la biodiversité, notamment en contexte insulaire. Les défis rencontrés et les leçons tirées de cette étude initiale ouvriront la voie à des études plus larges, tant sur le plan spatial que temporel, permettant ainsi de mieux comprendre et protéger cette espèce menacée, emblématique de La Réunion.

VII. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adis, J., Basset, Y., Floren, A., Hammond, P., & Linsenmair, K. E. (1999). Canopy fogging of an overstory tree—Recommendations for standardization. *Ecotropica*, *v.4*, 93-97 (1998), 4.
- AEVA. (2004). *Suivi écologique des Reptiles, Oiseaux et Mammifères aux îles de la Petite Terre (réserve naturelle, commune de la Désirade, Guadeloupe)* (28; p. 1-75). Association pour l'Etude et la protection des Vertébrés et végétaux des petites Antilles (Office National des Forêts, Direction Régionale, Basse-Terre, Guadeloupe).
- Allen, W., Bowie, M., McCaw, J., & van Heugten, R. (2013). Factors influencing occupancy of modified artificial refuges for monitoring the range-restricted Banks Peninsula tree weta *Hemideina ricta* (Anostostomatidae). *New Zealand Journal of Ecology*, *38*, 132-137.
- Antoniama, J. P., & Probst, J.-M. (2010). Proposition d'un périmètre de protection pour la population de Lézard vert du Maïdo *Phelsuma borbonica* (île de La Réunion). *Bulletin Phaethon*, *30*, Article 30.
- Aota, T., Ashizawa, K., Mori, H., Toda, M., & Chiba, S. (2021). Detection of *Anolis carolinensis* using drone images and a deep neural network: An effective tool for controlling invasive species. *Biological Invasions*, *23*(5), 1321-1327. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02434-y>
- Augros, S., Faipoux, L., Bodin, M., Goff, A. L., Sanchez, M., & Clémencet, J. (2017). Evidence of anthropogenic habitats colonization by the Réunion day gecko *Phelsuma borbonica* (Mertens, 1966) (Réunion Island, France): Conservation implications. *Herpetology 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. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *31*(1), Article 1. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2003.07.011>
- Barker, M., & Pinard, M. (2001). Forest canopy research: Sampling problems, and some solutions. *Plant Ecology*, *153*, 23-38. <https://doi.org/10.1023/A:1017584130692>
- Bell, T. (2009). A novel technique for monitoring highly cryptic lizard species in forests. *Herpetological Conservation and Biology*, *4*, 415-425.
- Bertrand, G. (2000). Première mention d'un reptile à plus de 2 000 mètres d'altitude (Île de La Réunion). *Bulletin Phaethon*, *12*, Article 12.
- Besnard, A., & Salles, J.-M. (2010). *Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL*

- PACA, *pôle Natura 2000* (p. 62 pages). <http://biodiv-monitoring-news.org/wp-content/uploads/2013/08/2009-Besnard-et-Salles-Suivis-natura2000.pdf>
- 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.* (p. 23) [Rapport de M2 BEST]. Université de La Réunion, Nature Océan Indien.
- Bonanno, A., Gerard, A., & Sanchez, M. (2017). *Suivi démographique et spatial de la population de gecko vert de Manapany (Phelsuma inexpectata) du Cap Devot (Petite Ile), année 2016 – Action du PNA n°1* (p. 29 pp + annexe) [Nature Océan Indien]. Financement DEAL Réunion.
- Bour, R., Probst, J.-M., & Ribes, S. (1995). *Phelsuma inexpectata* Mertens 1966, le lézard vert de Manapany-les-Bains (La Réunion): Données chorologiques et écologiques (Reptilia, Gekkonidae). *Dumerilia*, 2, Article 2.
- Brown, G. W., & Nicholls, A. O. (1993). Comparative census techniques and modelling of habitat utilization by reptiles in northern Victoria. *Herpetology in Australia*, 283-290.
- Caceres, S., Jasmin, J.-N., & Sanchez, M. (2010). *Observations comportementales chez le Gecko vert des Hauts, Phelsuma borbonica Mertens, 1942 (Squamata : Gekkonidae).*
- Caron, J., Renault, O., & Galliard, J.-F. L. (2010). Proposition d'un protocole standardisé pour l'inventaire des populations de reptiles sur la base d'une analyse de deux techniques d'inventaire. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 134, 3.
- Carpio, A. J., Cabrera, M., & Tortosa, F. S. (2015). *Evaluation of methods for estimating species richness and abundance of reptiles in olive groves.* <https://doi.org/10.13039/501100003329>
- CBNM. (2015). *Index de la flore vasculaire de La Réunion (Trachéophytes): Statuts, menaces et protections.* [BOULLET V. auteur et coordonnateur principal].
- Chabanier, O. (2011). *Suivis des tendances de population de Lézards ocellés (Timon lepidus) dans la steppe de Crau: Estimation de la probabilité de détection par radio-téléométrie.* https://lacerta.de/AF/Bibliografie/BIB_6930.pdf
- Champely, S., Ekstrom, C., Dalgaard, P., Gill, J., Weibelzahl, S., Ford, C., Volcic, R., & De Rosario, H. (2017). *Package 'pwr'* (Version 1.2-1). <http://14.63.219.55/web/packages/pwr/pwr.pdf>
- Cheke, A. (1982). A note on *Phelsuma* Gray 1825 of the Agalega islands, Indian Ocean. *Senckenbergiana biologica*, 62, 1-3.
- Cheke, A., & Hume, J. P. (2008). *Lost Land of the Dodo: An Ecological History of Mauritius, Reunion, & Rodrigues* (1er édition). Yale University Press.

- Choeur, A., Clémencet, J., Corre, M., & Sanchez, M. (2022). Evidence of seasonal reproduction, laying site fidelity, and oviposition synchronicity in the critically endangered endemic Manapany Day Gecko (*Phelsuma inexpectata*) from Reunion Island (western Indian Ocean). *Salamandra*, *58*, 116-122.
- Corn, P. S., & Bury, R. B. (1990). Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-256*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 34 p, 256. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-256>
- Cornuault, J., Sanchez, M., Duval, T., Fouquet, A., & Thébaud, C. (2024). Deep genetic divergence underlies within-island eco-morphological variation in the endangered day gecko *Phelsuma borbonica*: Implications for conservation. *Conservation Genetics*. <https://doi.org/10.1007/s10592-024-01622-w>
- Couturier, T., 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*.
- Deso, G. (2006). Note sur un type de ponte particulier chez *Phelsuma borbonica borbonica* (Mertens, 1966) (Reptilia : Sauriae : Gekkonidae) Ile de La Réunion / *Phelsuma* group egg-fixing: egg gluer species and non-egg-fixing species. *Bulletin Phaethon*, *23*, Article 23.
- Doan, T. M. (2003). Which Methods Are Most Effective for Surveying Rain Forest Herpetofauna? *Journal of Herpetology*, *37*(1), 72-81.
- Doan, T. M. (2016). Plot and transect censuses. In C. K. Dodd (Éd.), *Reptile Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* (p. 0). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198726135.003.0017>
- Dodd, C. K., & Seigel, R. A. (1991). Relocation, Repatriation, and Translocation of Amphibians and Reptiles: Are They Conservation Strategies That Work? *Herpetologica*, *47*(3), 336-350.
- Dubos, N., Augros, S., Deso, G., Probst, J.-M., Notter, J.-C., & Roesch, M. A. (2022). Here be dragons: Important spatial uncertainty driven by climate data in forecasted distribution of an endangered insular reptile. *Animal Conservation*, *25*(5), Article 5. <https://doi.org/10.1111/acv.12775>
- Dubos, N., Porcel, X., Roesch, M. A., Claudin, J., Pinel, R., Probst, J.-M., & Deso, G. (2023). A bird's-eye view: Evaluating drone imagery for the detection and monitoring of endangered and invasive day geckos. *Biotropica*, *00*(n/a), Article n/a. <https://doi.org/10.1111/btp.13240>
- Fahd, S. (2004, 2006). *Modèle de suivi et évaluation de l'état de conservation des populations d'amphibiens et de reptiles*. LDICOSYB/DESA « Biodiversité: Evaluation et Conservation »/Faculté des Sciences de Tetouan.

https://www.bio.unifi.it/upload/sub/progetti/wadi/evaluation_amphibiens_reptiles_fahd.pdf

- Ferreira, D., Brito, J. C., & Santos, X. (2018). Long-interval monitoring reveals changes in the structure of a reptile community in a biogeographic transition zone. *Basic and Applied Herpetology*, *32*, 41-55. <https://doi.org/10.11160/bah.85>
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, *43*, 1-23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Fitzgerald, M., Shine, R., & Lemckert, F. (2008). Spatial ecology of arboreal snakes (*Hoplocephalus stephensii*, Elapidae) in an eastern Australian forest. *Austral Ecology*, *27*, 537-545. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2002.tb00202.x>
- Flint, W. (2009). The Efficacy of Visual Encounter Surveys for Population Monitoring of *Plethodon punctatus* (Caudata: Plethodontidae). *Journal of Herpetology*, *39*, 578-584. <https://doi.org/10.1670/255-04A.1>
- Foster, J., & Gent, T. (1996). Reptile survey methods: Proceeding of a seminar held on 7 November 1995 at the Zoological Society of London's meeting rooms, Regent's park, London. *English Nature Science*, *27*.
- Francke, J. V. A. (2005). *Ecological implications of habitat fragmentation and restoration for the gecko *Hoplodactylus maculatus** [Unpublished MSc thesis]. Victoria University of Wellington.
- Froglife. (1999). Reptile Survey. An Introduction to Planning, Conducting and Interpreting Survey for Snake and Lizard Conservation. *Froglife Advice Sheet*, *10*.
- Garden, J. G., McAlpine, C. A., Possingham, H. P., Jones, D. N., Garden, J. G., McAlpine, C. A., Possingham, H. P., & Jones, D. N. (2007). Using multiple survey methods to detect terrestrial reptiles and mammals: What are the most successful and cost-efficient combinations? *Wildlife Research*, *34*(3), 218-227. <https://doi.org/10.1071/WR06111>
- Gargominy, O., Tercerie, S., & Régnier, C. (2020). *TAXREF v14. 0, référentiel taxonomique pour la France*. UMS PatriNat, Muséum national d'Histoire Naturel, Paris.
- Glaw, F., & Roesler, H. (2015). Taxonomic checklist of the day geckos of the genera *Phelsuma* GRAY, 1825 and *Rhoptropella* HEWITT, 1937 (Squamata: Gekkonidae). *Vertebrate Zoology*, *65*, 247-283. <https://doi.org/10.3897/vz.65.e31519>
- Graitson, E., & Naulleau, G. (2005). Les abris artificiels: Un outil pour les inventaires herpétologiques et le suivi des populations de reptiles. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, *115*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/34902>

- Grant, B., Tucker, A., Lovich, J., Mills, A., Dixon, P., & Gibbons, J. (1992). *The Use of Coverboards in Estimating Patterns of Reptile and Amphibian Biodiversity* (p. 379-403). https://doi.org/10.1007/978-94-011-2868-1_31
- Heatwole, H., & Taylor, J. (1987). *Ecology of Reptiles*. Surrey Beatty & Sons.
- Heyer, W. R. (Éd.). (1994). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians* (First Edition). Smithsonian Books.
- Heyer, W. R., & Berven, K. A. (1973). *Species diversities of herpetofaunal samples from similar microhabitats at two tropical sites*. <http://repository.si.edu/xmlui/handle/10088/15611>
- Hodge, S., Vink, C., Banks, J., & Bowie, M. (2007). The use of tree-mounted artificial shelters to investigate arboreal spider communities in New Zealand nature reserves. *Journal of Arachnology*, *35*. <https://doi.org/10.1636/ST-06-19.1>
- Honsterette, E., & Probst, J.-M. (1999). Redécouverte d'un reptile considéré comme disparu depuis plus de 130 ans à La Réunion, le Scinque de Bouton *Cryptoblepharus boutonii*. *Bulletin Phaethon*, *9*, 1-3.
- Hutchens, S. J., & DePerno, C. S. (2009). Efficacy of Sampling Techniques for Determining Species Richness Estimates of Reptiles and Amphibians. *Wildlife Biology*, *15*(2), 113-122. <https://doi.org/10.2981/08-024>
- Inger, R. F. (1980). Densities of Floor-Dwelling Frogs and Lizards in Lowland Forests of Southeast Asia and Central America. *The American Naturalist*, *115*(6), 761-770.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T. M., Jetz, W., Ibisch, P. L., Nowicki, C., Mutke, J., & Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(23), 9322-9327. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810306106>
- Kissling, M. L., & Garton, E. O. (2006). Estimating Detection Probability and Density from Point-Count Surveys : A Combination of Distance and Double-Observer Sampling. *The Auk*, *123*(3), 735-752. <https://doi.org/10.1093/auk/123.3.735>
- Kutt, A. S., & Colman, N. J. (2023). Hunting or gathering? A comparison of reptile survey techniques suggests the survey aims should direct the monitoring method. *Australian Zoologist*, *43*(1), 79-94. <https://doi.org/10.7882/AZ.2023.010>
- Lebreton, J.-D., Burnham, K., Clobert, J., & Anderson, D. (1992). Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals : A Unified Approach with Case Studies. *Ecological Monographs*, *62*, 67-118. <https://doi.org/10.2307/2937171>
- Legros, V., Rochat, J., Reynaud, B., & Strasberg, D. (2020). Known and unknown terrestrial arthropod fauna of La Réunion Island, Indian Ocean. *Journal of Insect Conservation*, *24*(1), 199-217. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00188-0>

- Lettink, M., & Cree, A. (2007). Relative use of three types of artificial retreats by terrestrial lizards in grazed coastal shrubland, New Zealand. *Applied Herpetology*, 4, 227-243. <https://doi.org/10.1163/157075407781268336>
- Lettink, M., & Monks, J. (2016). Survey and monitoring methods for New Zealand lizards. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 46(1), 16-28. <https://doi.org/10.1080/03036758.2015.1108343>
- Lourdais, O., & Miaud, C. (coord.). (2016). *Protocoles de suivi des populations de reptiles de France, POPReptiles*. Société Herpétologique de France. https://lashf.org/wp-content/uploads/2016/07/POPReptile_2016.pdf
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Michael, D., Cunningham, R., Donnelly, C., & Lindenmayer, D. (2012). Comparative use of active searches and artificial refuges to survey reptiles in temperate eucalypt woodlands. *Wildlife Research*, 39, 149-162. <https://doi.org/10.1071/WR11118>
- Michael, D., Florance, D., Crane, M., Blanchard, W., & Lindenmayer, D. B. (2018). Barking up the right tree: Comparative use of arboreal and terrestrial artificial refuges to survey reptiles in temperate eucalypt woodlands. *Wildlife Research*, 45(2), 185-192. <https://doi.org/10.1071/WR17117>
- Middleton, G. J., & Burney, D. A. (2013). Rodrigues – An Indian Ocean Island Calcarene: Its History, Study and Management. In M. J. Lace & J. E. Mylroie (Éds.), *Coastal Karst Landforms* (p. 261-276). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5016-6_12
- Miller, D. L., & Clark-Wolf, T. J. (2023). *Package 'Distance'* (Version 1.0.9).
- Monks, J. M., Wills, H. P., & Knox, C. D. (2022). Testing Drones as a Tool for Surveying Lizards. *Drones*, 6(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/drones6080199>
- Nordberg, E., & Schwarzkopf, L. (2015). Arboreal Cover Boards: Using Artificial Bark to Sample Cryptic Arboreal Lizards. *Herpetologica*, 71, 268-273. <https://doi.org/10.1655/HERPETOLOGICA-D-15-00016>
- Pearman, P., Velasco, A. M., & López, A. (1995). Tropical amphibian monitoring: A comparison of methods for detecting inter-site variation in species' composition. *Herpetologica*. <https://www.semanticscholar.org/paper/TROPICAL-AMPHIBIAN-MONITORING-%3A-A-COMPARISON-OF-FOR-Pearman-Velasco/f123c608a51df00a0d2456bcd4f6a41d1f241667>
- Probst, J.-M. (1995). Note sur la présence du Gecko vert des forêts *Phelsuma borbonica* sur les poteaux électriques de basse tension (île de La Réunion). *Bulletin Phaethon*, 2, 105.

- 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 Phaethon*.
- Probst, J.-M., Bochaton, C., Ciccione, S., Deso, G., Dewynter, M., Dubos, N., Frétey, T., Ineich, I., De Massary, J.-C., Aurélien, M., Ohler, A., Vidal, N., & Lescure, J. (2022). *Liste taxinomique de l'herpétofaune dans l'outre-mer français: VI. Département de La Réunion*. 56, 57-87.
- Probst, J.-M., & Deso, G. (2001). Fiche « patrimoine à protéger » Le Lézard vert de Bourbon ou Gecko vert des forêts *Phelsuma borbonica*. *Bulletin Phaethon*, 13, Article 13.
- Ransome, E., Geller, J. B., Timmers, M., Leray, M., Mahardini, A., Sembiring, A., Collins, A. G., & Meyer, C. P. (2017). The importance of standardization for biodiversity comparisons : A case study using autonomous reef monitoring structures (ARMS) and metabarcoding to measure cryptic diversity on Mo'orea coral reefs, French Polynesia. *PLOS ONE*, 12(4), e0175066. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175066>
- Read, J. L., & Moseby, K. E. (2001). Factors affecting pitfall capture rates of small ground vertebrates in arid South Australia. I. The influence of weather and moon phase on capture rates of reptiles. *Wildlife Research*, 28(1), 53-60. <https://doi.org/10.1071/wr99057>
- Reading, C. J. (1997). A Proposed Standard Method for Surveying Reptiles on Dry Lowland Heath. *Journal of Applied Ecology*, 34(4), 1057-1069. <https://doi.org/10.2307/2405294>
- Riddle, J. D., Pollock, K. H., & Simons, T. R. (2010). An Unreconciled Double-Observer Method for Estimating Detection Probability and Abundance. *The Auk*, 127(4), 841-849. <https://doi.org/10.1525/auk.2010.09118>
- Rocha, S., Rösler, H., Gehring, P.-S., Glaw, F., Posada, D., Harris, D., & Vences, M. (2010). Phylogenetic Systematics Of Day Geckos, Genus *Phelsuma*, Based On Molecular And Morphological Data (Squamata: Gekkonidae). *Zootaxa*, 2429, 1-28. <https://doi.org/10.5281/zenodo.194693>
- Rock, J., Andrews, R., & Cree, A. (2000). Effects of Reproductive Condition, Season, and Site on Selected Temperatures of a Viviparous Gecko. *Physiological and biochemical zoology: PBZ*, 73, 344-355. <https://doi.org/10.1086/316741>
- Rödel, M.-O., & Ernst, R. (2003). Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica*, 10.
- Romano, A., Roner, L., Costa, A., Salvidio, S., Trenti, M., & Pedrini, P. (2021). When no color pattern is available : Application of double observer methods to estimate population size of the Alpine salamander. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 53, 300-308. <https://doi.org/10.1080/15230430.2021.1994103>

- Ryan, T. J., Philippi, T., Leiden, Y. A., Dorcas, M. E., Wigley, T. B., & Gibbons, J. W. (2002). Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape : Effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management*, 167(1), 83-90. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00692-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00692-2)
- Sanchez, M. (2012). *Mitigating habitat loss by artificial egg laying sites for reunion day gecko Phelsuma borbonica, Sainte Rose, Reunion Island*. 9, 17-21.
- Sanchez, M. (2021a). *Phelsuma borbonica. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: E.T17429273A17430906*.
- Sanchez, M. (2021b). *Phelsuma inexpectata. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: E.T17450049A17450059*.
- Sanchez, M., & Caceres, S. (2019). *Plan national d'actions 2020-2029. En faveur des geckos verts de l'île de la Réunion*.
- Sanchez, M., & Probst, J.-M. (2017a). *Phelsuma borbonica Mertens, 1966 (Sauria : Gekkonidae) sur l'île de La Réunion. I. Répartition et habitats naturels. Bull. Soc. Herp. Fr., 162, Article 162*.
- Sanchez, M., & Probst, J.-M. (2017b). *Phelsuma borbonica Mertens, 1966 (Sauria : Gekkonidae) sur l'île de La Réunion. II. Écologie et éthologie. Bull. Soc. Herp. Fr., 163, 35-52*.
- Sanchez, M., & Vingadachetty, J. (2016). *Etude pour améliorer la conservation des populations de Phelsuma borbonica occupant les aménagements artificiels en milieu naturel du Parc national de La Réunion. Action 2 : Taux d'éclosion des oeufs. Nature Océan Indien pour le Parc national de La Réunion*.
- Sauroy-Toucouère, S., & Vingadachetty, J. (2015). *Mise en place de dispositifs de pontes artificiels : Stratégie de conservation pour le gecko vert de Bourbon, Phelsuma borbonica Mertens, 1966 (Saurien : Gekkonidae)*. Université de la Réunion, Nature Océan Indien.
- Sax, D. F., & Gaines, S. D. (2008). Species invasions and extinction : The future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(supplement_1), 11490-11497. <https://doi.org/10.1073/pnas.0802290105>
- Schlesinger, C. A., & Shine, R. (1994). Selection of Diurnal Retreat Sites by the Nocturnal Gekkonid Lizard *Oedura Lesueurii*. *Herpetologica*, 50(2), 156-163.
- Schmidt-Nielsen, K. (1997). *Animal Physiology: Adaptation and Environment*. Cambridge University Press.
- Sewell, D., Guillera-Arroita, G., Griffiths, R. A., & Beebee, T. J. C. (2012). When Is a Species Declining? Optimizing Survey Effort to Detect Population Changes in Reptiles. *PLoS ONE*, 7(8), e43387. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043387>

- Shah, B., Shine, R., Hudson, S., & Kearney, M. (2008). Experimental analysis of retreat-site selection by thick-tailed geckos *Nephurus milii*. *Austral Ecology*, *29*, 547-552. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.tb00346.x>
- Slimani, T., Rivière, V., & Damery, C. (2013). *L'initiative pour les Petites Îles de la Méditerranée, laboratoires pour le suivi des changements globaux - application à l'archipel de Mogador (Essaouira, Maroc)* [Jeu de données].
- Souter, N., Bull, C., & Hutchinson, M. (2004). Adding burrows to enhance a population of the endangered pygmy blue tongue lizard, *Tiliqua adelaidensis*. [Http://Dx.Doi.Org/10.1016/S0006-3207\(03\)00232-5](http://Dx.Doi.Org/10.1016/S0006-3207(03)00232-5). [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00232-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00232-5)
- Spence-Bailey, L. M., Nimmo, D. G., Kelly, L. T., Bennett, A. F., & Clarke, M. F. (2010). Maximising trapping efficiency in reptile surveys : The role of seasonality, weather conditions and moon phase on capture success. *Wildlife Research*, *37*(2), 104-115. <https://doi.org/10.1071/WR09157>
- 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. *Biodiversity & Conservation*, *14*(12), 3015-3032. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0258-2>
- Sung, Y.-H., Karraker, N., & Hau, B. (2011). Evaluation of the Effectiveness of Three Survey Methods For Sampling Terrestrial Herpetofauna In South China. *Herpetological Conservation and Biology*, *6*, 479-489.
- Tamon, J.-M., Russeil, V., & Thomas, H. (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)*.
- Tershy, B. R., Shen, K.-W., Newton, K. M., Holmes, N. D., & Croll, D. A. (2015). The Importance of Islands for the Protection of Biological and Linguistic Diversity. *BioScience*, *65*(6), 592-597. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv031>
- Thébaud, C., Warren, B., Cheke, A., & Strasberg, D. (2009). Mascarene Islands, Biology. In *Encyclopedia of islands*.
- Thierry, A., Lettink, M., Besson, A., & Cree, A. (2009). Thermal properties of artificial refuges and their implications for retreat-site selection in lizards. *Herpetological Review*, *6*, 307-326. <https://doi.org/10.1163/157075409X432931>
- Tirvengadam, D. D., & Bour, R. (1985). *Checklist of the Herpetofauna of the Mascarene Islands*. <http://repository.si.edu/xmlui/handle/10088/34156>


- Trochet, A., Hugon, F., Lombardi, A., & Besnard, A. (2024). *Suivi des reptiles de France métropolitaine en 2023*. Société Herpétologique de France. (p. 30).
- Turpin, A., & Probst, J.-M. (1998). Essai d'une carte de répartition des deux taxons endémiques du Gecko vert des forêts : *Phelsuma b. Borbonica* et *P. b. Mater*. *Bulletin Phaethon*, *8*, 109-110.
- UICN France, MNHN, SEOR, ARDA, INSECTARIUM DE LA REUNION, GLOBICE, & KELONIA. (2013). *La Liste rouge des espèces menacées en France—Chapitre Faune de La Réunion*. UICN France, MNHN.
- UNEP, (United Nations Environment Programme). (2017). *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES)* (Annexe 2).
- Vanderduys, E., & Kutt, A. (2013). Is the Asian house gecko, *Hemidactylus frenatus*, really a threat to Australia's biodiversity? *Australian Journal of Zoology*, *60*, 361-367. <https://doi.org/10.1071/ZO12077>
- Varela-Jaramillo, A., Rivas-Torres, G., Guayasamin, J. M., Steinfartz, S., & MacLeod, A. (2023). A pilot study to estimate the population size of endangered Galápagos marine iguanas using drones. *Frontiers in Zoology*, *20*(1), 4. <https://doi.org/10.1186/s12983-022-00478-5>
- Walker, L. R., & Bellingham, P. (2011). *Island Environments in a Changing World*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511973949>
- Webb, J., & Shine, R. (2000). Paving the way for habitat restoration : Can artificial rocks restore degraded habitats of endangered reptiles? - conservation implications of tree hollow use by a threatened snake species (*Hoplocephalus bungaroides*: Serpentes, Elapidae). *Biological Conservation*, *92*, 93-99. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00056-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00056-7)
- White, G., & Burnham, K. (1999). Program MARK: Survival Estimation from Populations of Marked Animals. *Bird Study*, *46* Supplement, 120-138. <https://doi.org/10.1080/00063659909477239>
- Williams, A. K., & Berkson, J. (2004). Reducing False Absences in Survey Data: Detection Probabilities of Red-Backed Salamanders. *The Journal of Wildlife Management*, *68*(2), 418-428.
- Willson, J., & Gibbons, J. W. (2010). Drift fences, coverboards, and other traps. *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*, 229-245.
- Wood, J. R., Alcover, J. A., Blackburn, T. M., Bover, P., Duncan, R. P., Hume, J. P., Louys, J., Meijer, H. J. M., Rando, J. C., & Wilmshurst, J. M. (2017). Island extinctions : Processes, patterns, and potential for ecosystem restoration. *Environmental Conservation*, *44*(4), 348-358. <https://doi.org/10.1017/S037689291700039X>

VIII. ANNEXES

ANNEXE I : Fiche d'acquisition des données de terrain, protocole PHEBOR 2024

Fiche terrain PHEBOR													
Site :		Date :		ID transect :		Heure :		Température :		Vent :		Conditions météo :	
				Observateurs :		Debut :							
				1 :		Fin :							
				2 :									
Les observations													
Numero :	Numero observateur :	Heure :	Classe d'âge :	Sexe :	Numero de plaque ou coordonnées GPS :	Macro-support :	Micro-support :	Distance au transect :	Distance en hauteur :	Remarque(s) :			
1													
2													
3													
4													
5													
6													
7													
8													
9													
10													
11													
12													
13													
14													
15													
16													
17													
18													
19													
20													
21													
22													
23													
24													
25													
26													
27													

ANNEXE II : Fiche explicative de l'acquisition des données de terrain, protocole PHEBOR 2024

 Fiche terrain PHEBOR			
Aide pour remplir la fiche de prospection			
AVANT & APRÈS	Champs	Exemples de valeurs	Descriptifs
	Site :	Eden	Noter le site de la prospection.
	Date :	01/01/2024	Noter la date de la prospection.
	ID transect :	T1	Noter l'identifiant du transect de prospection.
	Observateurs :	Emy Debono	Noter les noms des observateurs 1 et 2. L'observateur 1 est toujours la personne qui chemine devant le long du transect. Il ne fait qu'observer les individus, les prend en photo et les décrit à l'observateur 2. L'observateur 2 suit toujours l'observateur 1 en restant derrière lui. Il est le seul à prendre des notes. Il note chacune des observations et remplit tous les champs associés.
	Heure :	12:12	Noter l'heure du début et de la fin de la prospection.
	Température :	25°C	Noter la température prise à l'ombre au début et à la fin du transect et mesuré à l'aide d'un thermomètre.
	Vent :	8 km/h	Noter la vitesse du vent en km/h au début et à la fin du transect mesuré à l'aide d'un anémomètre.
Conditions météo :	Ensoleillé - Partiellement couvert - Ciel voilé - Très nuageux - Orageux - Pluvieux	Noter la catégorie des conditions météorologiques au début et à la fin du transect.	
PENDANT	Numéro :	1, 2, 3, 4...	"1" pour la première observation, "2" pour la seconde et ainsi de suite. Numéro de l'observation dans l'ordre chronologique déjà noté au préalable.
	Numéro observateur :	1 ou 2	Lorsqu'une observation est faite par l'observateur 1, noter "1" dans le champs "Observateur". Si l'observateur 2 voit un individu qui aurait échappé au regard de l'observateur 1, noter "2" dans le champs "Observateur".
	Heure :	12:12	Noter l'heure de l'observation.
	Sexe :	M, F ou X	Noter le sexe de l'individu observé : "M"= Mâle, "F" = Femelle ou "X" = Indéterminé.
	Classe d'âge :	AD, SUBA ou J	Noter si il s'agit d'un adulte ("AD"), d'un subadulte ("SUBA") ou d'un juvénile ("J").
	Numéro de plaque ou coordonnées GPS :	P1 ou GPS1	Si il s'agit d'un individu observé sur une plaque, noter le numéro de la plaque. Si il s'agit d'une observation en dehors des plaques, noter le nom du point d'observation relevé au GPS.
	Macro-support :	Vacoa, Palmiste, kiosque...	Noter la structure ou l'essence d'arbre sur lequel l'individu est observé (si l'individu est observé hors plaque).
	Micro-support :	Tronc, branche, feuille...	Noter la partie du macro-support sur laquelle l'individu est observé.
	Distance au transect :	1	Noter la distance perpendiculaire entre l'individu et le tracé du transect en mètres.
	Distance en hauteur :	2,5	Noter la hauteur de l'individu par rapport au tracé du transect en mètres.
	Remarque(s) :	"Pas de photo", "avec un laticauda", "insolation", "reproduction"...	Noter les remarques qui pourraient être pertinentes au regard de l'observation.