

Suivi démographique et spatial des populations de Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) des falaises littorales de Petite Ile – suivis de 2020 à 2022

Dans le cadre de l'opération « Lutte contre les prédateurs du Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) » cofinancée par l'Union Européenne et l'Etat (financement FEDER 2020 – 2022).



Rédaction : Chloé Bernet et Markus Roesch, Nature Océan Indien

Contact : natureoceanindien@gmail.com

Préambule

Le présent protocole a été mis en œuvre dans le cadre de l'opération de « Lutte contre les prédateurs du Gecko vert de Manapany dans les falaises littorales de Petite-Ile » cofinancée par l'Union Européenne (FEDER) et l'Etat. Ce projet a été mis en œuvre entre le 12 octobre 2020 et le 31 décembre 2022 sur les sites de Cap Sel et Cap Devot, où subsistent deux des dernières populations sauvages de Geckos verts de Manapany (*Phelsuma inexpectata*), dont la démographie montre un fort déclin depuis 2016. Le Gecko vert de Manapany est une espèce endémique de La Réunion en danger critique d'extinction (statut UICN : CR) et fait l'objet d'un Plan National d'Actions (PNA) de 2020 à 2029. Ce projet avait pour objectifs : (1) de réduire les densités de prédateurs dans les populations de geckos (action 4.3 du PNA), (2) de suivre la tendance démographique des populations de geckos comme indicateur de l'efficacité des actions (actions 5.1 et 5.3 du PNA) et (3) d'étudier les interactions geckos/prédateurs pour mieux comprendre les causes du déclin de ces populations. Le présent rapport est fourni en complément du rapport global du projet, qui résume l'ensemble des actions de lutte contre les différents prédateurs ainsi que les suivis et études menées dans le cadre de ce projet.

Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des personnes qui ont pris part aux suivis des populations de geckos depuis 2015 (par ordre alphabétique) : Arthur CHŒUR, Mélissa CONORD, Vincent CRECHET, Agathe GERARD, Alicia GREIL et Mickael SANCHEZ. Nous remercions Arthur en particulier pour son aide précieuse sur l'analyse des résultats des suivis. Enfin, merci à Marion NEYMEYER pour ses relectures.

Crédits

Sauf indication contraire, l'ensemble des figures (photographies, cartes, graphiques) ont été réalisées par NOI. Plusieurs parties de ce rapport ont été reprises de Sanchez & Chœur, 2020, s'agissant de la poursuite du même protocole.

Citation

Bernet, C. & Roesch, M., 2023. Suivi démographique et spatial des populations de Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) des falaises littorales de Petite Ile – suivis de 2020 à 2022. Rapport Nature Océan Indien non publié. 22 pages.



SOMMAIRE

1. Contexte et objectifs.....	1
2. Espèce étudiée.....	2
3. Sites d'étude.....	3
3.1. Localisation.....	3
3.2. Habitats naturels et actions de restauration sur le site en gestion.....	3
3.3. Découpage des zones d'étude.....	4
4. Protocoles de suivi.....	5
4.1. Suivi de la répartition spatiale sur le site en gestion.....	5
4.2. Suivi démographique des populations : effectifs et structure des populations.....	6
4.3. Suivi de la reproduction.....	10
5. Résultats.....	11
5.1. Répartition spatiale sur le site en gestion.....	11
5.2. Description des données de détection.....	13
5.3. Estimation des paramètres démographiques.....	14
5.4. Suivi de la reproduction.....	17
6. Discussion.....	18
6.1. Etat des populations.....	18
6.2. Impact potentiels des actions de gestion conduites.....	19
6.3. L'élevage transitoire : un tournant majeur pour ces populations.....	20
Références.....	21



1. Contexte et objectifs

Le Gecko vert de Manapany, *Phelsuma inexpectata*, est une espèce endémique de l'île de La Réunion. Ses populations ont subi de fortes régressions (extinctions locales et diminution des effectifs) entre 1995 et 2010 (Sanchez & Probst, 2011). À ce jour, une cinquantaine de populations isolées sont connues. Classé en Danger critique d'extinction (Sanchez, 2021), sa distribution est très limitée (aire d'occurrence < 6 km²) et ses effectifs sont évalués entre 3000 et 5000 individus (Sanchez & Probst, 2011). Protégée par l'arrêté ministériel du 17 février 1989, cette espèce a bénéficié d'un premier Plan National d'Actions (PNA) de 2012 à 2017 (Sanchez & Caceres, 2011) puis d'un second PNA en cours de 2020 à 2029 (Sanchez & Caceres, 2019).

A partir de 2012, plusieurs actions de conservation en faveur de *P. inexpectata* ont été engagées dans un secteur de falaises littorales de Petite Ile (environ 3 ha), abritant deux des dernières populations connues en milieu naturel. Ce site est la propriété du Conservatoire du littoral qui en a confié la gestion à NOI en 2022, au regard des actions historiquement mises en œuvre par l'association :

- Depuis 2012, des actions de restauration écologique sont conduites : chaque année, des chantiers bénévoles sont menés, lors desquels les participants luttent contre les espèces végétales envahissantes et plantent des espèces végétales indigènes favorables au Gecko vert de Manapany (Gérard *et al.*, 2017) ;
- En 2016, une opération pilote de dératisation a été menée (Gérard & Sanchez, 2018).
- De 2018 à 2020, une action de restauration écologique de plus grande ampleur (projet LITTOREHAB) a été menée sur 10ha incluant les parcelles entretenues depuis 2012 par NOI ;
- De 2020 à 2022, une opération de lutte contre les prédateurs du Gecko vert de Manapany a été menée, ciblant un large panel de prédateurs potentiels de *P. inexpectata* (chats, rats, musaraignes, oiseaux...) (Bernet, 2023) ;
- Sur la même période (2022 – 2022), un élevage transitoire de jeunes geckos prélevés à l'éclosion a été mis en place, au cours duquel 40 geckos ont été prélevés, élevés en captivité puis réintroduits dans les falaises (Roesch, 2022).

Un suivi annuel des populations du site est également réalisé par NOI depuis 2015. L'objectif principal de ce suivi est de quantifier l'influence des mesures de gestion en cours, de manière à pouvoir proportionner et (ré)-orienter ces mesures en fonction des réponses des populations.

Les questions auxquelles ce suivi tente de répondre sont les suivantes :

- 1) Quelle est l'évolution de la répartition du Gecko vert de Manapany sur ce site ?
- 2) Quelles sont les tendances évolutives des effectifs et des structures (classe d'âge et sexe) des populations ?

La relâche des geckos issus de l'élevage transitoire dans les populations étudiées constitue un biais majeur pour l'évaluation des taux de survie des populations résidentes. L'estimation des paramètres démographiques des populations sera donc réalisée en excluant les geckos issus de l'élevage, pour pouvoir mesurer l'état des populations résidentes suites aux mesures de gestion.



2. Espèce étudiée

Le Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) est principalement arboricole, mais il peut manifester des comportements saxicoles (Chœur *et al.*, 2023). Il apprécie les plantes indigènes littorales (vacoas, lataniers...), ainsi que certaines plantes exotiques des jardins (palmiers, ravenales...). Il est principalement insectivore, mais peut aussi consommer du nectar et de la pulpe de fruit (Deso *et al.*, 2008 ; Sanchez & Lavergne, 2009 ; Sanchez *et al.*, 2009). Diurne, grégaire et territorial, il vit par petits groupes d'individus (Sanchez *et al.*, 2009).

Adulte, il peut atteindre 13 cm de longueur totale. De coloration générale vert pomme (**Figure 1**), le dos est parcouru de petites taches rouges et de plusieurs bandes, rouges, blanches et noires, qui partent de la tête et se prolongent vers l'arrière du corps (Sanchez *et al.*, 2009). Le mâle, souvent plus grand que la femelle, arbore une coloration plus contrastée parfois bleue turquoise dans le bas du dos et sur la queue, généralement plus longue et plus fine que celle de la femelle. La présence de larges taches rouges est aussi plus fréquente chez le mâle. Les juvéniles mesurent environ 5 cm à l'éclosion (Roesch, 2022) et leur coloration plus ou moins uniformément verte évolue avec leur croissance.



Figure 1. Gecko vert de Manapany, de gauche à droite, mâle, femelle et juvénile.

Sa mobilité est sans doute assez réduite (déplacement linéaire max. observé la même journée : 65 m) (Sanchez *et al.*, 2009). Dans les falaises littorales de Petite Ile, au cours d'un mois d'hiver ou d'un mois d'été, les distances de déplacement maximales des adultes sont de l'ordre de 20 m à 70 m. Les maximums observés sont de 74 m pour les femelles et de 62 m pour les mâles (Bonanno *et al.*, 2017). La distance linéaire pouvant être parcourue dans un habitat défavorable (ex : fourrés d'espèces exotiques envahissantes) est probablement très réduite (inférieure à 50 m).

3. Sites d'étude

3.1. Localisation

Les sites d'étude se trouvent au niveau des falaises littorales de la commune de Petite-Ile (Ile de La Réunion) situées entre Grande Anse et la ravine Manapany (**Figure 2**). Deux sites d'étude sont distinguables :

- Le site en gestion, regroupant le Cap Sel, le Cap Devot et le Cap Pêcheur, localisé entre la ravine Petite Ile et la ravine Manapany ;
- Le site témoin (sans action de gestion) : l'Argamasse, situé entre Grande Anse et la ravine Petite Ile.

Ces sites présentent une configuration similaire : ils sont situés entre un champ de canne à sucre à l'amont, limité par l'océan en aval, et présentent des patches de végétation favorable entourés de plantes invasives. Ces deux sites sont la propriété du Conservatoire du littoral (CDL). Depuis le 7 décembre 2022, le CDL a confié la gestion de ces terrains à NOI.

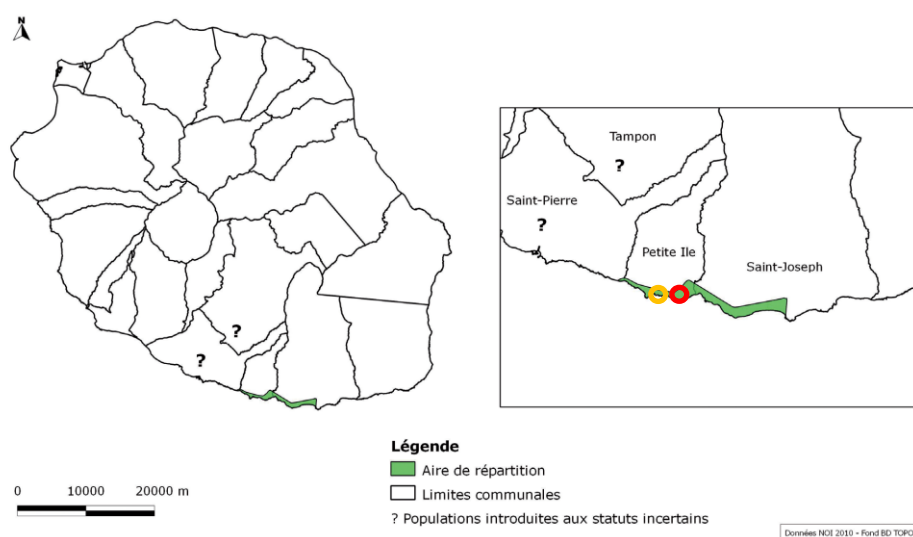


Figure 2. Carte de l'aire de répartition du gecko vert de Manapany (issue de Sanchez & Caceres 2011) et localisation des sites d'étude (site témoin – Argamasse : rond orange ; site en gestion – Cap Sel et Cap Devot : rond rouge).

3.2. Habitats naturels et actions de restauration sur le site en gestion

Des actions de restauration écologique sont mises en place dans le secteur du Cap Devot depuis 2012, visant notamment à reconstituer un habitat favorable pour le Gecko vert de Manapany. Chaque année, lors de chantiers bénévoles, une lutte mécanique est menée contre les espèces végétales envahissantes et des plantations d'espèces végétales indigènes sont réalisées (voir Gérard *et al.*, 2017). Au 31 décembre 2021, ces actions ont été engagées sur une surface de d'environ 2 ha : environ 20 000 graines et 1500 plants ont été mis en terre.

Un suivi des habitats naturels est mené depuis 2014 pour évaluer l'évolution de la végétation suite aux actions de restauration. La **Figure 3** présente l'état des lieux de la végétation du site en 2021. A ce jour, au moins 1,1 ha sont constitués d'une végétation indigène supérieure à 1,50 m et cette surface est donc considérée favorable aux geckos (voir mailles en marron, orange et violet sur la **Figure 3**).

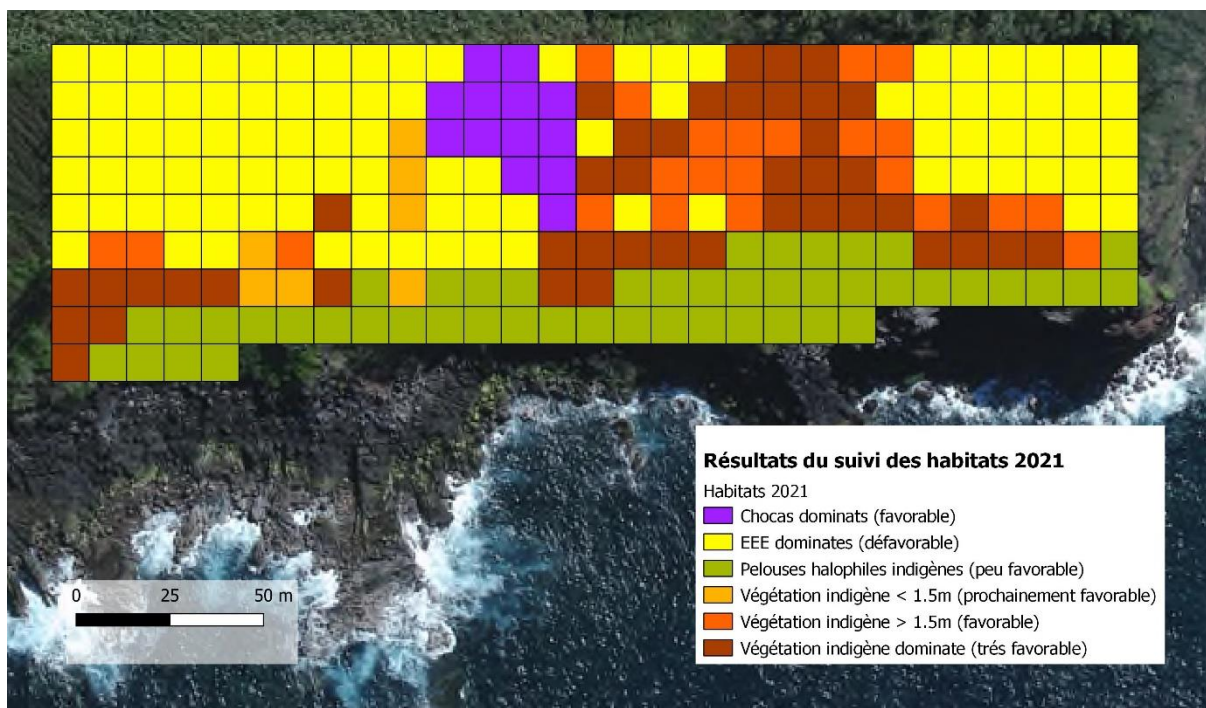


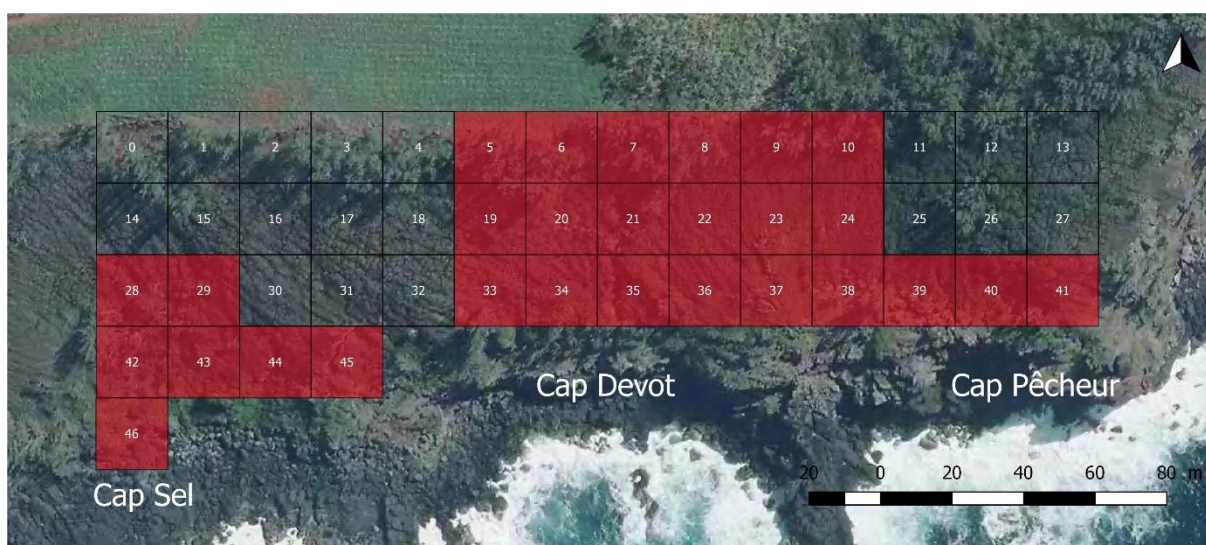
Figure 3. Etat des lieux cartographique des habitats naturels du site sur un maillage de 100 m² au 31 décembre 2021.

3.3. Découpage des zones d'étude

Les populations de Cap Devot et de Cap Sel sont découpées en 47 mailles de 400 m² (20 m x 20 m) (Figure 4). La délimitation des mailles a été réalisée sur le terrain à l'aide de piquets métalliques dont les extrémités sont peintes en orange.

Pour ce travail, nous distinguons trois zones : le Cap Sel en partie Ouest du site, le Cap Devot au centre et le Cap Pêcheur en partie Est. Le nombre de geckos détectés au Cap Pêcheur étant insuffisant pour être analysé indépendamment, les données ont été compilées à celles du Cap Devot. Pour la suite de ce rapport, les zones du Cap Devot et du Cap Sel seront traitées comme deux populations bien distinctes.

Le site de l'Argamasse (site témoin) est découpé en 6 mailles de 400 m² (20 m x 20 m) (Figure 4). La délimitation des mailles a été réalisée sur le terrain à l'aide de piquets plastiques dont les extrémités sont peintes en orange.



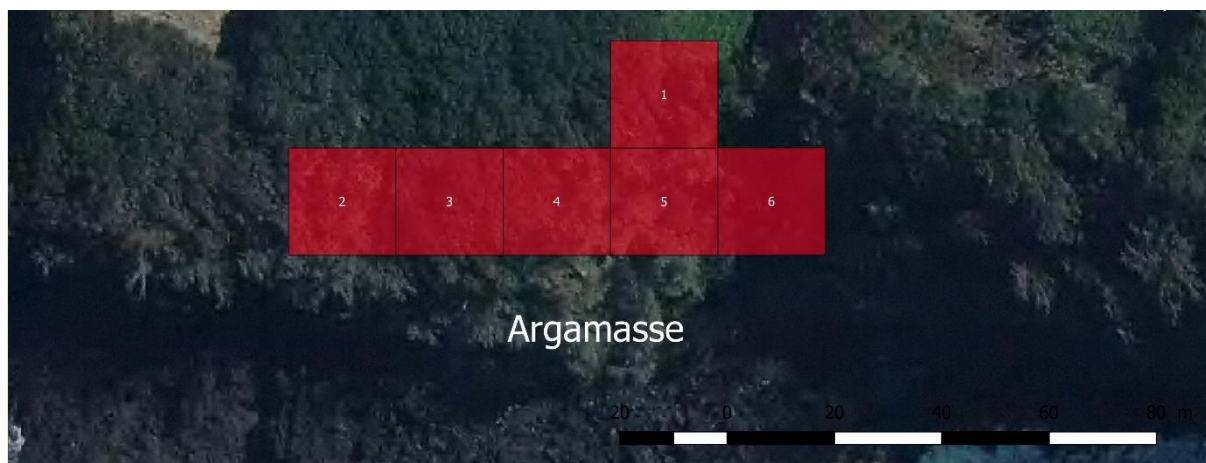


Figure 4. Carte des zones d'étude présentant les mailles de suivi (en rouge), sur le site en gestion en haut et le site témoin en bas.

4. Protocoles de suivi

4.1. *Suivi de la répartition spatiale sur le site en gestion*

4.1.1. Suivi sur l'ensemble du site

Un état initial de la répartition du Gecko vert de Manapany sur l'ensemble du site a été réalisé en 2015. Les geckos ont été recherchés dans chaque maille (20 minutes par maille) par un observateur entre 7h30 et 17h30. Le point GPS de chaque observation a été enregistré (UTM WGS 84 et précision du point).

Seules les mailles dans lesquelles des geckos ont été observés en 2015 (mailles rouges sur la figure 4) ont fait l'objet du protocole de suivi démographique (cf. § 4.2.). Les mailles pour lesquelles aucune observation n'avait été faite en 2015 ont été reinspectées en 2017 pour actualiser ces éléments et évaluer la colonisation du site par le gecko.

Les mailles pour lesquelles aucune observation n'a été faite pendant plusieurs occasions de suivi successives ont été exclues du protocole de suivi. Des prospections opportunistes ont été menées lors des différents travaux de terrain afin de détecter une éventuelle présence de geckos (auquel cas la maille concernée est de nouveau incluse dans le protocole de suivi).

Pour évaluer la dispersion des geckos relâchés sur site dans le cadre du programme d'élevage, certaines mailles supplémentaires ont été incluses dans le suivi, et des prospections ont été menées dans toutes les mailles adjacentes (**Figure 5**).

Les points GPS de toutes les observations réalisées lors du protocole de suivi démographique et lors des différentes prospections ont été utilisés pour suivre la répartition spatiale des geckos sur site.

4.1.2. Cartes de chaleur annuelles

Des cartes de chaleur représentant la densité des observations (nombre de données d'observation) sont réalisées pour chaque année d'échantillonnage à partir des détections récoltées lors du protocole de CMR (cf. § 4.2.). Toutes les détections sont cartographiées sous le logiciel QGIS (version 3.22) à l'aide de l'extension « Heatmap » (rayon = 4 ; noyaux = Triweight ; 5 classes = 1-5 ; min-max=1-5 ; luminosité=-20).

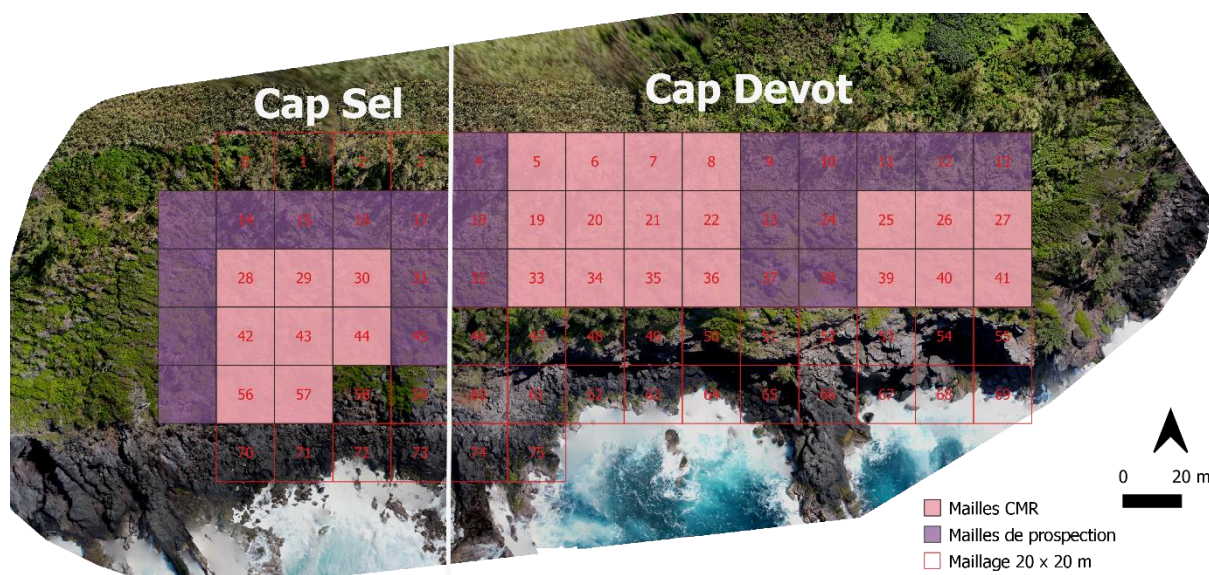


Figure 5. Carte des zones d'étude montrant les mailles de suivi (en rose), et les mailles de prospection (en violet) pour le suivi post-relâche à Cap Sel et Cap Devot (incluant Cap Pêcheur).

4.2. Suivi démographique des populations : effectifs et structure des populations

4.2.1. Périodicité et observateurs

- Site en gestion : Cap Devot et Cap Sel

Ce monitoring est mis en œuvre en hiver austral chaque année depuis 2015, dans les deux populations. Cette période de l'année a été sélectionnée car la comparaison des deux premiers suivis (hiver 2015 et été 2016) a montré que les probabilités de capture étaient supérieures en hiver et les geckos moins difficiles à photographier (Sanchez & Créchet, 2016).

Entre mai 2018 et octobre 2019, un suivi mensuel a été mis en place uniquement dans la population du Cap Sel au cours des travaux de thèse d'Arthur Chœur. Ce suivi a permis la collecte d'un grand nombre de données et d'évaluer les variations des taux de détection sur une année complète.

A partir de 2021, le suivi a été mené de façon biannuelle, avec un passage en été austral (janvier-février) et un passage en hiver austral (septembre-octobre). En effet, le suivi n'ayant pas pu être réalisé en hiver 2020, celui-ci a été mené au début d'année 2021 et a montré de bons taux de détection, notamment en raison des regroupements de geckos sur les fruits mûrs de vacoas. Aussi, ce rythme de suivi a finalement été retenu pour maximiser les observations de geckos au cours de l'année et évaluer les variations saisonnières.

Enfin, entre décembre 2021 et décembre 2022, des suivis intenses ont été mis en place suite à la relâche des geckos dans le cadre du programme d'élevage, afin d'évaluer la dispersion et le maintien des geckos relâchés dans les populations. Le même protocole de suivi a été mis en place et a donc permis d'acquérir un grand nombre de données sur les populations résidentes. Les suivis ont été menés après chacune des 3 relâches à t+1 semaine, t+2 semaines, t+3 semaines, t+1 mois, t+2 mois, t+3 mois, t+6 mois, t+12 mois.

L'ensemble des données de chaque suivi ont été intégrées dans les modèles pour l'estimation des paramètres démographiques des populations. Le nombre d'occasions de capture primaires est donc variable selon les années et selon les populations : au total, entre 2015 et 2022, 14 occasions primaires ont eu lieu au Cap Devot et 36 au Cap Sel. Pour chaque occasion de capture primaire, trois visites (occasions de capture secondaires) ont été

réalisées dans chaque maille (cf. 4.2.7), sur trois plages horaires différentes (matin : 8h-11h, midi : 11h-14h, après-midi : 14h-17h).

Lors des suivis de 2015, 2016 et 2017, pour une même maille, les occasions de capture secondaires ont été réalisées par deux observateurs différents. A partir de 2018, les trois occasions de capture secondaires sont réalisées par le même observateur.

Au cours des suivis, lorsqu'il n'y a pas d'observation dans une maille deux années de suite (deux sessions primaires), l'année suivante la maille est prospectée à une reprise seulement, pour vérifier la présence ou l'absence du gecko. Si aucun gecko n'est détecté, la maille n'est plus re-prospectée. Si au moins un gecko est détecté, la maille est prospectée à 3 reprises (3 sessions secondaires).

- *Site témoin : Argamasse*

Cette population a été échantillonnée par Arthur Chœur dans le cadre de ses travaux de thèse, en septembre 2018, février, juillet et novembre 2019. Le premier suivi a été réalisé entre le 27 et le 29 septembre 2015, le second entre le 11 et 14 février 2019, le troisième entre le 14 et le 16 juillet 2019, le quatrième entre le 12 et le 23 novembre 2019.

En 2021, deux occasions de suivis ont été menées par deux observateurs (Chloé Bernet et Markus Roesch) : la première entre le 8 et le 10 février et la seconde entre le 25 et le 27 octobre.

Le nombre d'observations de geckos sur ce site étant très faible et ne permettant pas de réaliser des estimations robustes des paramètres démographiques, le suivi de cette population n'a pas été poursuivi en 2022.

4.2.2. Recherche des geckos et photo-captures

Au sein de chaque maille, à chaque session secondaire, les geckos sont recherchés par un observateur qui parcourt la maille de façon aléatoire pendant 20 min. Le temps de recherche effectif est chronométré : le chronomètre est arrêté à chaque prise de note, prise de photos ou parcours de zones difficiles d'accès, puis réenclenché lors de la reprise de la recherche de geckos. Les heures de début et de fin d'échantillonnage sont relevées. Pour chaque gecko observé, sont relevés : le sexe (si possible), l'âge (immature longueur de corps < 10cm, adulte longueur de corps > 10cm), le support (ex : espèce végétale, rocher...), le point GPS (UTM WGS 84) et sa précision (en mètres). Au moins une photographie de la partie dorsale de l'individu est réalisée (dans la mesure du possible) pour permettre son identification (cf. § 4.2.4.).

4.2.3. Variables climatiques influant sur la détection des individus

La détection des geckos du genre *Phelsuma* peut être affectée par les conditions climatiques suivantes : vent, couverture nuageuse et température (Buckland *et al.*, 2014). La couverture nuageuse est estimée visuellement (à 5% près) en début d'échantillonnage. La température (°C), l'humidité relative (%), la moyenne de la vitesse du vent et la vitesse maximale du vent (km/heure) sont enregistrés au début de chaque échantillonnage de maille à l'aide d'un anémomètre (Kestrel 3000). Le refroidissement par le vent (°C ; ou refroidissement éolien : température effective sur un animal à basse température en raison de la vitesse du vent) et le stress thermique (°C ; température effective sur un animal à des températures élevées dues à l'humidité) ont également été enregistrés pour certaines occasions de suivi. Ces paramètres n'ont plus été relevés à partir de 2021 car ils sont basés sur la perception des températures par les humains et sont difficilement transférables aux reptiles.

Ces paramètres abiotiques ne sont à l'heure actuelle pas inclus dans l'analyse, en raison de la complexité d'implémentation liée au logiciel utilisé actuellement, mais pourront être intégrés ultérieurement dans les modèles, et devraient ainsi permettre d'améliorer les estimations des paramètres démographiques.



4.2.4. Base photographique et photo-identification

Une base de données contenant l'ensemble des photographies prises sur le terrain est constituée. Les photos sont classées par saison, par occasion de capture, par maille et par individu.

Chaque individu est identifié à l'aide du pattern de coloration unique présent sur la partie dorsale et céphalique, mais également de ses éventuelles blessures (ex : orteil coupé) et cicatrices. Un identifiant unique est attribué à chaque nouvel individu, basé sur une lettre et un numéro (par exemple M001 : mâle adulte n°1). Une base de données regroupant au moins une photo de chaque individu est constituée pour chacune des trois populations.

A chaque occasion de capture, les photos prises sont comparées à la base de données des individus de la population concernée. Les photographies sont comparées entre le Cap Sel et le Cap Devot lorsqu'aucune correspondance n'a été trouvée au sein de la population. Aucun échange d'individus entre les populations n'a été constaté jusqu'à présent. Ces photo-comparaisons sont réalisées visuellement sur un poste informatique.

La reconnaissance individuelle des geckos immatures est possible au cours d'une même occasion de capture primaire, mais du fait de la croissance des geckos et du changement de leur coloration, elle est impossible entre deux occasions de capture primaires. Ceci est particulièrement le cas pour les geckos juvéniles ; pour les individus subadultes, il est parfois possible de les reconnaître même après plusieurs années.

4.2.5. Traitement des données

Toutes les données sont intégrées dans un tableur Excel. Chaque ligne de donnée correspond à une observation et contient les informations suivantes : n° de la donnée, n° de la maille, date, heure de départ de l'échantillonnage, lieu de l'échantillonnage, numéro de l'occasion de capture, point GPS (UTM WGS 84) et sa précision, sexe et âge du gecko, son identifiant, support utilisé par le gecko, variables climatiques, observateur de terrain et si nécessaire des remarques.

4.2.6. Description des données de détection

Pour chaque occasion primaire, les données relatives à la détection, aux nombres de geckos photo-identifiés et recapturés sont analysées. Il s'agit des éléments suivants :

- nombre total de détections ;
- nombre de détections par observateur ;
- nombre de détection avec et sans photo-capture et pourcentage de détection sans photographie exploitable ;
- nombre de geckos photo-identifiés, par sexe et par âge ;
- pour chaque sexe, le nombre total cumulé d'individus photo-identifiés depuis le début du suivi.

Structure de la population par classe d'âge et de sexe : Les proportions (%) d'immatures et d'adultes, de mâles et de femelles au sein des adultes, sont déterminées à partir du nombre d'individus photo-identifiés.

4.2.7. Estimation des effectifs, de la survie et du recrutement

La méthode de Capture-Marquage-Recapture (CMR) par photo-identification part du principe que tous les individus ne sont pas détectés lors d'un passage de recherche sur le terrain et se base sur l'identification individuelle des animaux. Cette méthode a déjà été largement utilisée, par exemple chez le Grand gecko vert de Madagascar, *Phelsuma grandis* (Wanger *et al.*, 2009), chez plusieurs lézards de Nouvelle-Zélande (Knox *et al.*, 2012 ; Lettink & Monks, 2016) et chez le Gecko vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica* (Bonanno, 2016). Pour estimer la taille d'une population à partir de la méthode de CMR, il existe deux types de modèles : le modèle de population « fermée », qui a plusieurs conditions d'application (pas de natalité/mortalité, émigration/immigration lors de l'échantillonnage, les individus ont la même probabilité de capture et ne perdent



pas leur marque pendant la période de l'échantillonnage) et le modèle de population « ouverte » où les occasions de capture sont éloignées dans le temps, autorisant des événements de natalité/mortalité et des flux d'individus (Jolly, 1965 ; Otis *et al.*, 1978).

Les trois populations étudiées sont traitées indépendamment. Notre jeu de données global comprend 14 occasions de capture primaires pour le Cap Devot (42 occasions secondaires), 36 occasions primaires pour le Cap Sel (108 occasions secondaires) et 6 occasions primaires pour l'Argamasse (18 occasions secondaires).

À partir de la base de données (.xls), des matrices de CMR (histoires de capture) sont construites pour toutes les populations, uniquement avec les individus matures et sexés. Les histoires de capture des individus sont analysées avec le modèle de type « *Pradel Robust Design* ». Dans ce modèle on distingue les occasions de capture primaires et les occasions de capture secondaires (k occasions de capture réalisées lors de chaque occasion primaire, dans notre protocole, $k=3$). Entre les occasions de capture primaires, la population peut être ouverte (immigration/émigration, mortalité/natalité) et durant les occasions primaires, la population est considérée comme fermée (Figure 6).

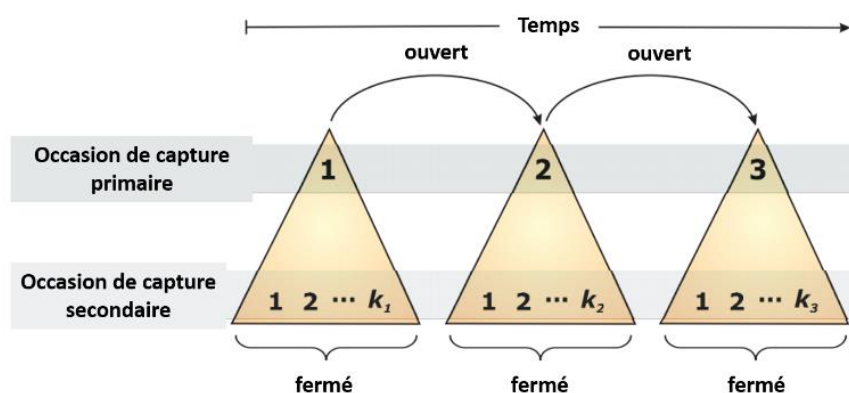


Figure 6. Structure de l'échantillonnage du modèle de type « *Robust Design* » (modifié de Cooch & White 2015).

Les matrices sont intégrées dans le logiciel MARK version 8.0 (Cooch & White 2015). Deux groupes d'individus sont constitués en fonction des sexes (M/F). Les données sont ensuite traitées avec le type des modèles de Pradel (« *Robust design Pradel Seniority full likelihood > huggins p and c* »). Ces modèles permettent d'estimer pour chaque groupe :

- les effectifs ($N \pm$ erreur standard (SE)) avec un intervalle de confiance (I.C.) à 95% (soit un risque d'erreur de 5%) pour chaque session primaire ;
- les probabilités de survie ($\Phi \pm$ SE ; I.C. 95% min-max) entre deux sessions primaires ;
- les probabilités de capture ($p \pm$ SE ; I.C. 95% min-max) et de recapture ($c \pm$ SE ; I.C. 95% min-max) pour les occasions de capture primaires et secondaires ;
- les probabilités d'ancienneté ($\gamma \pm$ SE ; I.C. 95% min-max), définie comme la probabilité d'avoir préalablement appartenu à la population, à partir de la seconde session primaire.

Le recrutement adulte (R), représentant le nombre d'individus adultes nouvellement entrés dans la population entre deux sessions primaires, est calculé selon la formule suivante :

$$R^{t+1} = N^{t+1} - (\gamma^{t0/t+1} \times N^{t+1})$$

Plusieurs modèles sont comparés, en testant 1) si la survie (Φ) est constante ou non au cours du temps, différente entre les sexes ou non, 2) si la probabilité d'ancienneté (γ) est constante ou non au cours du temps et différente entre les sexes ou non, 3) si la probabilité de capture (p) est égale à la probabilité de recapture (c) et si celles-ci varient dans le temps entre les occasions primaires, entre les occasions secondaires, et entre les sexes.

Les modèles sont sélectionnés sur la base du critère d'information Akaike (compromis entre la parcimonie et l'ajustement) corrigé pour les échantillons de petite taille (AICc). Deux modèles sont considérés comme différents

lorsque le delta AIC ≥ 2 . Si plusieurs modèles sont très proches (delta AIC ≤ 2), le modèle le plus parcimonieux avec le moins de paramètres est sélectionné.

Le sex-ratio (**SR** = nombre de mâles/nombre de femelles) est calculé à partir des estimations des effectifs femelles et mâles. Des tests de Khi^2 sont réalisés pour comparer les effectifs observés des effectifs attendus sous l'hypothèse (H_0) d'indépendance entre les sexes. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R version 3.4.4 (R Core Team, 2018), avec un seuil de significativité de $p = 0,05$.

4.3. Suivi de la reproduction

Afin d'évaluer les taux d'éclosion des œufs, plusieurs sites de pontes ont été suivis mensuellement par A. Chœur (dans le cadre de sa thèse) dans la population du Cap Sel (suivi entre février 2018 et octobre 2019). Ce suivi a été repris par NOI à partir d'octobre 2019.

Pour la saison de reproduction 2018, 9 sites de pontes actifs (7 cavités rocheuses et 2 anfractuosités de tronc de vacoa) ont été suivis entre février 2018 et aout 2019.

Pour la saison 2019, 10 sites de pontes actifs (9 cavités rocheuses et 1 anfractuosité de tronc de vacoa) ont été suivis entre septembre 2019 et février 2020.

Pour la saison 2020, 5 sites de pontes actifs (4 cavités rocheuses et 1 anfractuosité de tronc de vacoa) ont été suivis entre aout 2020 et mai 2021.

Pour la saison 2021, 5 sites de pontes actifs (4 cavités rocheuses et 1 anfractuosité de tronc de vacoa) ont été suivis entre septembre 2021 et mars 2022.

Pour la saison 2022, 2 sites de pontes actifs (2 cavités rocheuses) ont été suivis entre septembre 2022 et mars 2023.

Lors de chaque contrôle mensuel, tous les sites de ponte connus (39 pour la fin 2022) sont vérifiés à l'aide d'une lampe frontale et d'un appareil photo. Pour les sites de ponte actifs (contenant des œufs), le nombre d'œufs récents, le nombre d'œufs éclos (signes distinctifs d'une éclosion) et le nombre d'œufs avec éclosion incertaine (éclos et coquille calcaire disparue ou éclos et coquille calcaire mangée par des geckos ou prédateur) sont relevés. Les taux d'éclosion min. et max. sont estimés pour les sites de ponte actifs à partir des formules suivantes :

- Taux éclosion min. % = Noeufs éclos / Noeufs suivis
- Taux éclosion max. % = (Noeufs éclos+Noeufs disparus) / Noeufs suivis



5. Résultats

5.1. Répartition spatiale sur le site en gestion

En 2015, le Gecko vert de Manapany était présent dans 25 mailles, 7 mailles au niveau du Cap Sel et 18 mailles entre le Cap Devot et le Cap Pêcheur. En 2022, le Gecko vert de Manapany est présent dans 20 mailles dont 6 au Cap Sel et 14 au Cap Devot/Cap Pêcheur (**Figure 7**). La répartition des geckos sur les deux sites semble assez stable depuis 2018. Le nombre plus élevé d'observations pour l'année 2022 est liée aux suivis intensifs réalisés après la relâche des 39 geckos (17 au Cap Sel, 15 au Cap Devot et 7 au Cap Pêcheur) dans le cadre du projet d'élevage transitoire.

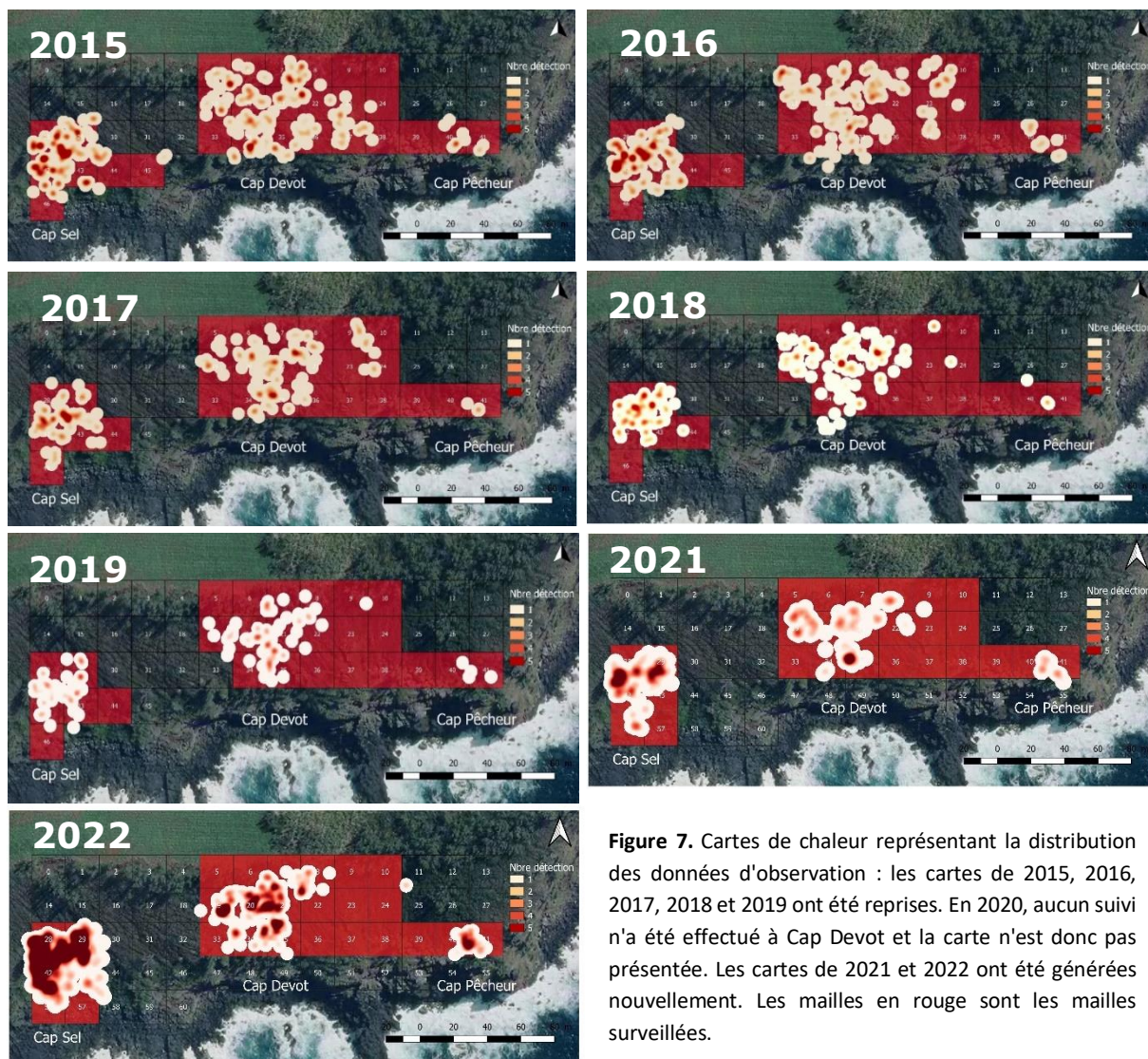


Figure 7. Cartes de chaleur représentant la distribution des données d'observation : les cartes de 2015, 2016, 2017, 2018 et 2019 ont été reprises. En 2020, aucun suivi n'a été effectué à Cap Devot et la carte n'est donc pas présentée. Les cartes de 2021 et 2022 ont été générées nouvellement. Les mailles en rouge sont les mailles surveillées.

Pour les mailles n°9, 10, 23, 24, 37 et 38, dont la qualité de l'habitat est relativement bonne, de moins en moins d'observations sont relevées depuis 2016. Presque aucun gecko n'a été détecté dans ces mailles depuis 2019. Un mâle (M007) a été observé en 2022 en bordure des mailles n°36 et 37 (hors protocole de suivi), précédemment observé en 2016 dans la maille 23. Cet individu a été observé sur un fruit mûr de vacoa et n'a plus été revu lors des suivis. Aucun gecko n'a été observé à cet endroit lors des suivis ultérieurs.

Le secteur du Cap Pêcheur (mailles n°40 et 41) fait aussi face à une raréfaction des observations depuis 2015 : en 2021, seuls quelques individus subsistent dans le secteur. Pour comparaison, entre 2010 et 2011, un essai de

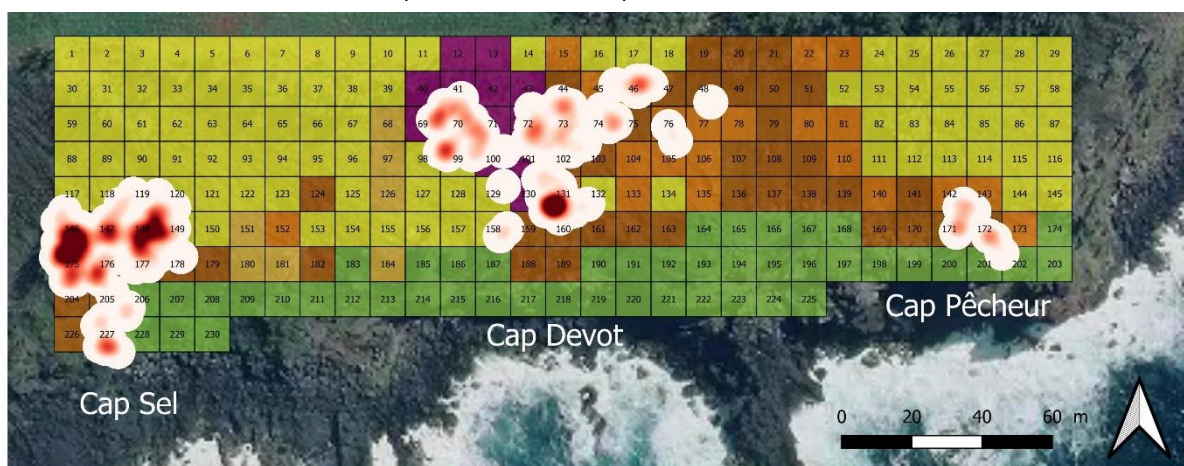
protocole par photo-identification avait permis d'identifier 46 individus adultes dans cette même zone (M. Sanchez com. pers.). Néanmoins, en 2022, 7 individus issus du Cap Devot ont été relâchés dans ces deux mailles, permettant de redynamiser ce groupe d'individus. Cela explique le plus grand nombre de détections en 2022. Les prospections post-relâche n'ont donné lieu à aucune observation de gecko dans les mailles adjacentes aux mailles n°40 et 41.

Néanmoins, un gecko non encore connu a été identifié en 2022 (nommée F189) sur un *Pandanus sylvestris* isolé dans la maille 25. Ces observations tendent à suggérer que des geckos sont présents dans le secteur, mais probablement en faible densité et/ou situés dans des zones non prospectables (dans la canopée ?), ce qui ne permet pas de les détecter. En effet, aucun autre gecko n'a été observé dans le secteur malgré plusieurs prospections.

Depuis le début de l'échantillonnage, aucun individu n'a été observé à la fois dans la zone du Cap Devot et du Cap Sel. Il n'y aurait *a priori* aucun échange d'individu entre ces deux zones.

Entre le Cap Devot et le Cap Pêcheur, aucun échange d'individu n'a été constaté jusqu'en 2021. Néanmoins, en 2022, un individu (M008) a été observé dans la maille 40 (Cap Pêcheur) : la dernière observation de ce mâle avait été faite en 2016 dans la maille 38 (Cap Devot). Cette observation montre (1) qu'un certain nombre de geckos sont probablement présents dans la zone mais non détectés lors de plusieurs occasions de capture et (2) que la continuité de l'habitat favorable entre ces deux zones permet des échanges d'individus, mais cela semble très ponctuel.

Malgré la mise à disposition d'habitats favorables à l'espèce grâce à la restauration écologique, sa répartition n'évolue pas vers une colonisation de ces milieux (Figure 8). Les zones nouvellement favorables (ex : mailles n°19-23, 50-51, 124, 152, 179-182) composées de patchs de végétation indigène > 1,50 m, n'ont pas été colonisées. Au contraire, au fil des années les zones dans lesquelles les individus semblaient relativement isolés en 2015 sont de plus en plus « dépeuplées », avec de moins en moins de détection. Il est néanmoins possible que des geckos soient bien présents dans ce secteur mais ne soient pas détectés : les plantations denses et la hauteur de la végétation n'offrent pas la même qualité d'observation que sur le reste du site. Toutefois, si de fortes densités d'individus étaient présentes, il est peu probable qu'aucun gecko n'ait été détecté par les différents observateurs lors des multiples occasions de capture.



Habitats 2021	Nombre de détections
 Choca vert dominant (favorable)	 1
 Exotiques dominantes (défavorable)	 2
 Pelouses hallophiles indigènes (peu favorable)	 3
 Végétation indigène < 1,50m (prochainement favorable)	 4
 Végétation indigène > 1,50m (favorable)	 5
 Indigènes dominantes (très favorable)	



Réalisation : NOI, 2023 ; Fonds cartographiques : Bd Ortho 2012.

Figure 8. Carte de chaleur représentant la répartition des données d'observation sur le site en gestion en 2022 et état des habitats naturels sur un maillage de 100 m² au 31 décembre 2021.

5.2. Description des données de détection

5.2.1. Détections et photo-captures dans les populations de Cap Devot et de Cap Sel

Entre 2015 et 2022, le nombre de détections a fortement diminué : dans chaque population, le nombre maximal de détections a été obtenu en 2015 (207 détections au Cap Devot et 193 au Cap Sel) et le nombre minimal a été obtenu en 2022 (respectivement 29 et 21 détections, incluant les individus relâchés).

Il en est de même pour le nombre de geckos photo-identifiés lors des différentes sessions primaires, avec un maximum de 113 individus différents pour le Cap Devot et 99 pour le Cap Sel en 2015 contre un minimum respectif de 15 et 11 individus en 2022 (en ne tenant pas compte des individus relâchés ; ce minimum est porté respectivement à 19 et 14 individus en tenant compte des geckos relâchés).

La **Figure 9** présente le nombre de détections de geckos différents par classe d'âge et par sexe pour chaque année de suivi. Hormis pour l'année 2016 au Cap Sel, le nombre de mâles détectés est toujours plus élevé que le nombre de femelles dans les deux populations. Le nombre de détections d'individus adultes (mâles et femelles) diminue à partir de 2016. En 2022, le nombre moyen de détections (individus résidents) montre une légère augmentation au Cap Sel. La relâche des 39 geckos dans le cadre du programme d'élevage transitoire a permis de renforcer les deux populations et d'augmenter le nombre de détections d'individus adultes à partir de 2022.

Pour les immatures, le nombre d'individus observés a diminué au fil des années, passant, entre 2015 et 2019, de 32 individus à 0 au Cap Devot et de 36 à 2 au Cap Sel. Entre 2021 et 2022, le nombre d'immatures observés a légèrement réaugmenté, avec un maximum de 3 immatures observés au Cap Devot et un maximum de 6 immatures observés au Cap Sel (**Figure 9**).

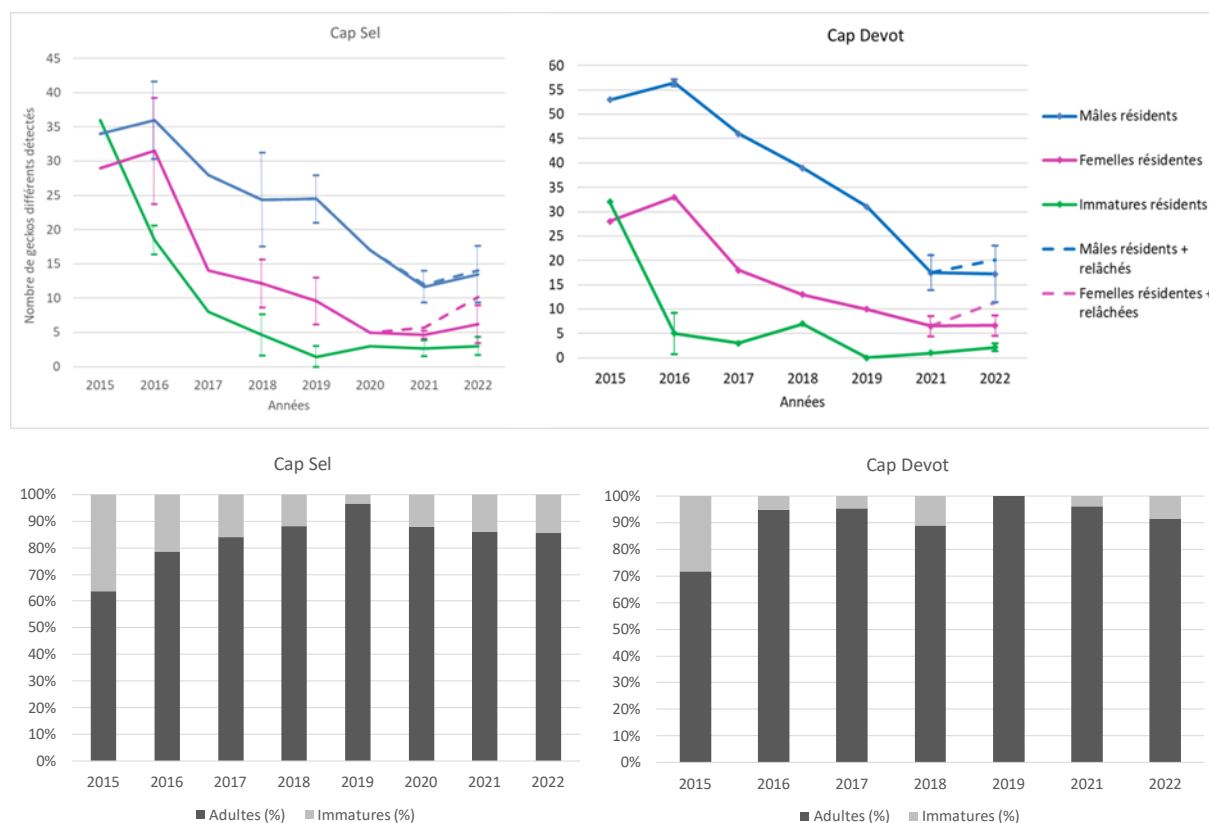


Figure 9. Nombre d'individus différents détectés par sexe et par âge et structuration par classes d'âge des populations de Gecko vert de Manapany du Cap Sel et du Cap Devot entre 2015 et 2022. Pour les années avec plusieurs occasions de capture, des moyennes ont été calculées et sont présentées sur ce graphique. Les barres d'erreur représentent l'écart-type standard.

Les données d'observation de terrain montrent les tendances suivantes :

- Une forte baisse des observations d'adultes après 2016 ;
- Une forte baisse des observations d'immatures à partir de 2016 ;
- Au Cap Sel, une légère augmentation des observations d'adultes (résidents) en 2022 ;
- Un sex-ratio observé biaisé en faveur des mâles dans les deux populations ;
- Une prédominance des adultes par rapport aux immatures depuis 2015, amplifiée à partir de 2016.

5.2.2. Détections et photo-captures dans la population témoin de l'Argamasse

Entre les suivis de septembre 2018 et octobre 2021, le nombre de détections a diminué, passant de 43 à 11 geckos, soit -75%. Il en est de même pour le nombre de geckos photo-identifiés par suivi, passant de 29 à 6 geckos (-79%) (**Figure 10**).

Pour les immatures, 7 individus étaient identifiés en septembre 2018, 1 en février 2019, puis aucun lors des suivis suivants. Les proportions d'immatures observés diminuent entre 2018 et 2021, passant de 24% à 0% (**Figure 10**).

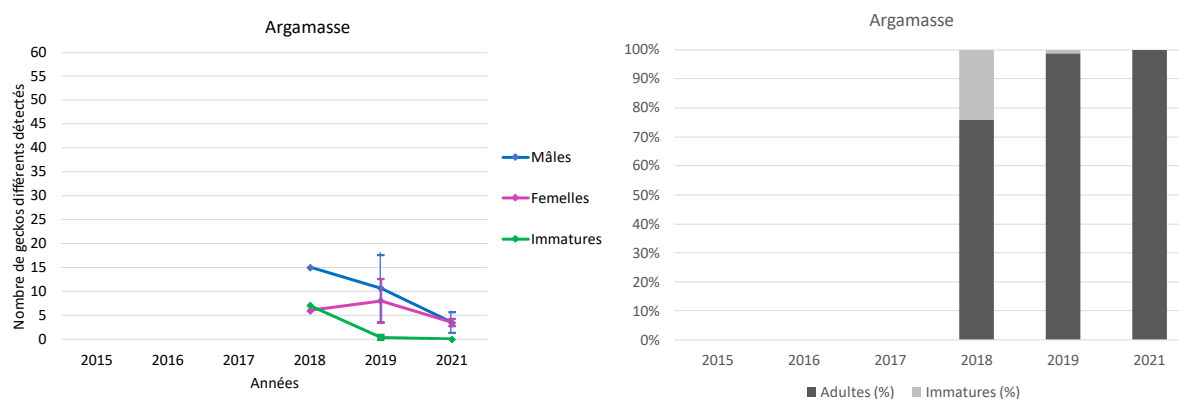


Figure 10. Nombre d'individus différents détectés par sexe et par âge et structuration par classes d'âge de la population de l'Argamasse entre 2018 et 2021. En 2019 et 2021, les moyennes annuelles sont présentées sur le graphique (3 sessions en 2019 et 2 sessions en 2021). Les barres d'erreur représentent l'écart-type standard.

5.3. Estimation des paramètres démographiques

5.3.1. Modèles sélectionnés

Pour le **Cap Sel**, le modèle sélectionné¹, $\{\phi(i./., sex) y(i./.,) p(tsp./.,) = c\}$, implique que la survie est constante dans le temps mais varie entre les sexes, que la probabilité d'ancienneté est constante dans les temps et entre les sexes, et que la probabilité de capture est égale à la probabilité de recapture et varie à chaque occasion de capture primaire mais pas entre les sexes.

¹ Noter que pour le Cap Sel, le choix du modèle a été délicat : le modèle avec la meilleure vraisemblance selon le critère AICc comporte 132 paramètres et rencontre des problèmes pour l'estimation de ceux-ci. Le modèle sélectionné montre une valeur de vraisemblance moindre, mais un nombre de paramètres réduit à 39. S'agissant du meilleur modèle pouvant être obtenu avec cette méthode et ce jeu de données, et sur le principe de parcimonie, ce modèle a finalement été sélectionné. Les estimations qui en découlent doivent néanmoins être considérées avec précaution. L'utilisation du logiciel MARK montre ici ses limites car l'application des différents modèles est fastidieuse, et la difficulté de manipulation des paramètres s'accroît avec l'augmentation de la taille du jeu de données. Il apparaît donc urgent d'automatiser les analyses grâce à un logiciel de statistiques programmable plus efficace tel que le logiciel R (MARK).

Pour le **Cap Devot**, le modèle sélectionné, $\{\phi(i./., sex) y(tsp./.) p(tsp./.,sex)=c\}$, implique que la survie est constante dans le temps mais varie entre les sexes, que la probabilité d'ancienneté varie dans le temps mais pas entre les sexes, et que la probabilité de capture est égale à la probabilité de recapture et varie à chaque occasion de capture primaire et entre les sexes.

Pour l'**Argamasse**, le modèle sélectionné, $\{\phi(i./.,.) y(./.) p(tsp./.,)=c\}$, implique que la survie est constante dans le temps et entre les sexes, que la probabilité d'ancienneté est constante dans le temps et entre les sexes, et que la probabilité de capture est égale à la probabilité de recapture et varie à chaque occasion de capture primaire mais pas entre les sexes.

5.3.2. Effectifs et sex-ratio

Les estimations des effectifs mâles et femelles des populations de Cap Sel et Cap Devot selon les modèles sélectionnés sont présentées sur la **Figure 11**.

Selon ces estimations, le déclin des deux populations est continu depuis 2016 : entre 2016 et 2022, les effectifs ont chuté de **-65% au Cap Sel** (-55% de mâles et -77% de femelles) et de **-67% au Cap Devot** (-63% de mâles et -73% de femelles). Il semble néanmoins que la population du Cap Sel soit relativement stable entre 2021 et 2022.

Fin 2022, la population de **Cap Sel** comprendrait **9 ± 2 femelles** (IC 95% min-max : 7 – 18) et **21 ± 4 mâles** (IC 95% min-max : 16 – 34), et la population de **Cap Devot** **13 ± 5 femelles** (IC 95% min-max : 8 – 31) et **26 ± 5 mâles** (IC 95% min-max : 21 – 41). Les effectifs totaux estimés sont donc de **30 individus adultes au Cap Sel** (entre 23 et 52) et **39 individus adultes au Cap Devot** (entre 29 et 72).

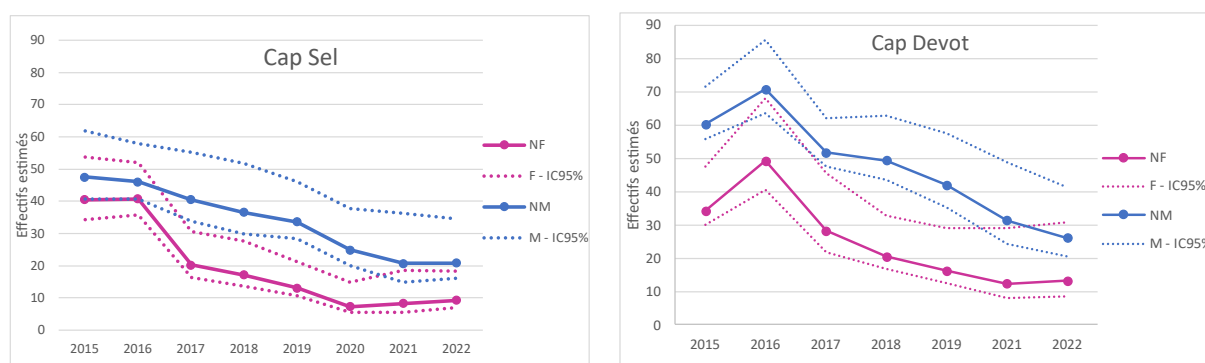


Figure 11 : Evolution des effectifs de Gecko vert de Manapany adultes dans les populations de Cap Sel et Cap Devot) entre 2015 et 2022. Les courbes en pointillés représentent les intervalles de confiance à 95% des estimations des effectifs. Des moyennes ont été calculées pour les années comportant plusieurs occasions de capture (Cap Sel : 2016, 2018, 2019, 2021 et 2022 ; Cap Devot : 2016, 2021 et 2022).

Chaque année (et à chaque occasion primaire), le nombre de mâles estimé est supérieur au nombre de femelles, indiquant un sex-ratio biaisé en faveur des mâles dans les deux populations. Les intervalles de confiance du nombre de mâles et de femelles sont chevauchants au Cap Sel en 2015, 2016, 2021 et 2022 et au Cap Devot en 2016, 2021 et 2022, ce qui ne permet pas d'affirmer ce déséquilibre du sexe-ratio pour ces périodes. Aussi, il n'a pas semblé pertinent de calculer précisément les sexe-ratio des populations. Néanmoins, considérant la plus forte détection de mâles (cf. 5.2.1.) et le fait que la probabilité de détection est estimée égale entre les sexes (au Cap Sel), il est probable que ce sexe-ratio soit effectivement déséquilibré. Cela est également cohérent avec les estimations des taux de survie (cf. 5.3.3.) qui sont plus faibles pour les femelles que pour les mâles dans les deux populations.

Cependant, il est à noter que dans le cadre du programme d'élevage transitoire, 14 femelles et 3 mâles ont été réintroduits dans la population de Cap Sel et 13 femelles et 9 mâles dans la population de Cap Devot. Selon les estimations de survie de ces individus, fin 2022, au moins 50% des individus relâchés au Cap Sel persistent dans la population, tous les individus recapturés étant des femelles (Roesch, 2022). Ainsi, le programme d'élevage transitoire a permis non seulement de renforcer les effectifs globaux des deux populations, mais également de

sensiblement rééquilibrer le sexe-ratio dans ces populations. Ces individus n'ont pas été inclus dans les analyses car cela aurait induit un biais important, notamment pour l'estimation des taux de survie. Il sera intéressant pour les suivis ultérieurs d'inclure ces individus pour mesurer l'incidence de leur réintroduction sur la démographie des populations résidentes.

Concernant la population témoin de l'**Argamasse**, les estimations des effectifs mâles et femelles sont présentées sur la **Figure 12**. Les intervalles de confiance de ces estimations sont très larges et chevauchants entre mâles et femelles. Aussi, il n'est pas possible d'analyser correctement le sexe-ratio dans cette population. Le déclin est néanmoins manifeste, et le nombre d'individus restants dans cette population est extrêmement faible : une dizaine d'individus estimés fin 2021. Cette population ne bénéficiant d'aucune action de gestion, il est donc très probable qu'elle soit éteinte dans les années à venir.

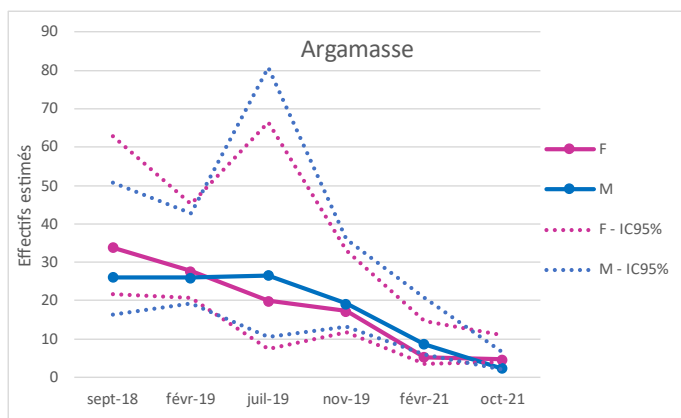


Figure 12 : Evolution des effectifs de Gecko vert de Manapany adultes dans la population témoin de l'Argamasse entre septembre 2018 et octobre 2021. Les courbes en pointillés représentent les intervalles de confiance à 95% des estimations des effectifs. Noter que les pas de temps sur ce graphique sont irréguliers.

5.3.3. Probabilités de survie

Pour le **Cap Sel**, la probabilité de survie des **femelles** est estimée à **69,69%** \pm 3,02% (IC 95% min-max : 63,47 – 75,27%) et celle des **mâles** à **80,71%** \pm 2,51% (IC 95% min-max : 75,32 – 85,16%).

Pour le **Cap Devot**, la probabilité de survie des **femelles** est estimée à **70,47%** \pm 2,99% (IC 95% min-max : 64,31 – 75,97%) et celle des **mâles** à **78,65%** \pm 2,17% (IC 95% min-max : 74,09 – 82,59%).

Pour l'**Argamasse**, la probabilité de survie (mâles et femelles confondus) est estimée **43,19%** \pm 6,39% (IC 95% min-max : 31,33 – 55,89%).

5.3.4. Probabilités d'ancienneté et recrutement adulte

Pour le **Cap Sel**, la probabilité d'ancienneté est estimée à **89,64%** \pm 1,78% (IC 95% min-max : 85,59 – 92,64%). A partir de cette estimation et de l'estimation des effectifs, l'estimation du recrutement a été calculée pour chaque occasion de capture selon la formule présentée en 4.2.7., puis une moyenne annuelle a été réalisée. Ces estimations du recrutement adulte annuel indiquent un recrutement relativement faible dans cette population depuis le démarrage du suivi, avec moins de 10 nouveaux geckos dans la population chaque année (**Figure 13**). Le nombre de nouveaux individus identifiés lors des suivis ne coïncide pas avec ces estimations du recrutement. Plusieurs explications sont possibles : 1) en 2016, il est probable qu'un grand nombre des nouveaux individus identifiés étaient déjà présents en 2015 mais n'avaient pas été détectés (une seule occasion de capture primaire) ; 2) en 2018, un suivi mensuel a eu lieu entraînant un effort de suivi beaucoup plus important que les autres années, ce qui expliquerait le plus grand nombre de nouveaux individus identifiés (même explication pour 2022) ; 3) le modèle utilisé donne une mauvaise estimation de la probabilité d'ancienneté.

Pour le **Cap Devot**, la probabilité d'ancienneté, et donc le recrutement, varie dans le temps (à chaque session primaire). D'après les estimations des probabilités d'ancienneté et des effectifs, le recrutement annuel moyen a été calculé comme présenté ci-dessus. Selon le modèle, le recrutement adulte dans la population du Cap Devot était maximal en 2016 avec 42 nouveaux individus, puis a connu une chute drastique dès 2017 avec entre 2 et 12 nouveaux adultes chaque année. Ces estimations sont cohérentes avec le nombre de nouveaux individus

identifiés dans la population lors des sessions de suivi (**Figure 13**). Le nombre de nouveaux individus détectés est toujours supérieur au recrutement estimé : cela correspond probablement à l'identification d'individus qui appartenaient déjà à la population les années précédentes mais n'avaient pas encore été détectés.

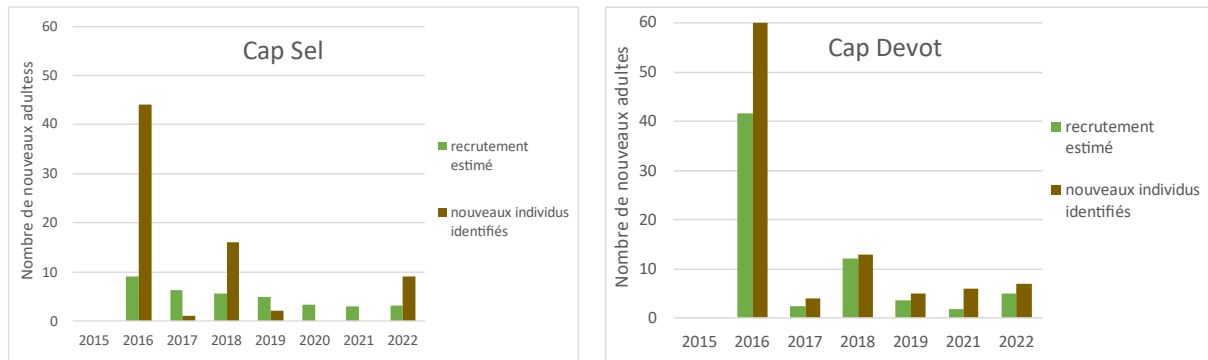


Figure 13 : Estimation du recrutement adulte annuel moyen et nombre de nouveaux adultes effectivement identifiés dans les populations de Cap Sel et Cap Devot entre 2015 et 2022.

Pour l'**Argasse**, la probabilité d'ancienneté est estimée à $81,95\% \pm 9,75\%$ (IC 95% min-max : 55,50 – 94,29%). L'intervalle de confiance large ne permet pas d'obtenir d'estimation fiable du recrutement dans cette population. Le fait qu'aucun individu immature n'ait été observé dans cette population depuis juillet 2019 semble indiquer un recrutement quasi nul lié soit à un problème de reproduction, soit à une mortalité très élevée des juvéniles.

5.4. Suivi de la reproduction

Pour la saison de reproduction 2018, parmi les 14 sites de pontes connus et vérifiés, 9 ont été utilisés par les femelles (sites de ponte actifs), pour un total de 34 œufs pondus et suivis. Les œufs ont été pondus de manière relativement synchrone en septembre (sept. 2018 : n=19 œufs pondus), des pontes ont également été déposées en novembre et en décembre. Les œufs ont éclos entre décembre 2018 et avril 2019. Sur cette saison, le taux d'éclosion des œufs dans les cavités rocheuses et dans les arbres est d'au moins 79% (n=27 éclos).

Pour la saison de reproduction 2019, un total de 33 œufs ont été déposés entre septembre et décembre au sein de 10 des 17 sites de pontes connus au Cap Sel. Au terme du suivi, 25 œufs ont éclos et pour 8 œufs l'éclosion est incertaine. Sur cette saison, le taux d'éclosion des œufs dans les cavités rocheuses et dans les arbres est d'au moins 76% (n=25 éclos).

Pour la saison de reproduction 2020, un total de 29 œufs ont été déposés entre septembre 2020 et février 2021 au sein de 5 des 39 sites de pontes connus au Cap Sel. 24 œufs ont éclos. Sur cette saison, le taux d'éclosion des œufs dans les cavités rocheuses et dans les arbres est d'au moins 83% (n=24 éclos). Le projet d'élevage a débuté dans cette saison et 18 juvéniles ont été prélevés à Cap Sel et élevés en captivité.

Pour la saison de reproduction 2021 nous avons constaté une forte diminution du nombre d'œufs découverts dans les 39 sites de nidification qui ont fait l'objet d'une surveillance. Un total de 11 œufs ont été déposés entre septembre 2021 et décembre 2021 au sein de 5 des 39 sites de pontes suivis au Cap Sel. 11 œufs ont éclos. Sur cette saison, le taux d'éclosion des œufs dans les cavités rocheuses et dans les arbres est de 100% (n=11 éclos).

Pour la saison de reproduction 2022 le nombre d'œufs découverts est resté stable, mais le nombre de sites de ponte actifs a diminué. Un total de 12 œufs ont été déposés entre septembre 2022 et décembre 2022 au sein de 2 des 39 sites de pontes suivis au Cap Sel. 12 œufs ont éclos. Sur cette saison, le taux d'éclosion des œufs dans les cavités rocheuses et dans les arbres est de 100% (n=12 éclos).

La chute du nombre de sites de ponte actifs à partir de 2021 peut avoir plusieurs causes : 1) la diminution du nombre de femelles dans la population et 2) la protection des sites de ponte pendant la saison 2020 pour le prélèvement des geckos à l'éclosion a pu conduire à un changement dans les sites de ponte utilisés, qui n'ont pas pu être détectés les années suivantes.

6. Discussion

6.1. Etat des populations

Déclin des effectifs dans les populations en gestion de Cap Sel et Cap Devot

Les effectifs des populations déclinent depuis 2016-2017. Le déclin des effectifs est important, atteignant -65% au Cap Sel et -67% au Cap Devot entre 2016 et 2022 (**Figure 11**).

Ce déclin semble fortement corrélé à la chute du recrutement adulte depuis 2017 (**Figure 13**). Très peu d'individus immatures parviennent à l'âge adulte (entre 2 et 12 geckos adultes recrutés par population chaque année depuis 2017), alors que le nombre d'œufs pondus et éclos est relativement stable jusqu'à 2020 (environ 25 œufs éclos par an). Ainsi, les geckos arrivés en fin de vie ne sont pas remplacés.

Le nombre d'individus immatures observés chaque année décline selon les mêmes tendances ce qui conforte cette hypothèse (Erreur ! Source du renvoi introuvable.). Par manque de recrutement adultes, les populations sont donc vieillissantes, avec de nombreux adultes ayant sans doute plus de 5 ans (longévité maximale en captivité estimée à 10-12 ans, M. Roesch com. pers.). De plus, la survie des adultes est trop faible pour assurer un maintien des effectifs voire une augmentation avec un recrutement aussi faible.

Fin 2022, les populations contiennent donc respectivement une trentaine d'individus pour le Cap Sel et une quarantaine pour le Cap Devot. La situation est extrêmement préoccupante en raison du peu de femelles présentes dans les populations : seulement 9 femelles estimées au Cap Sel et 13 au Cap Devot. Le sex-ratio est globalement déséquilibré en faveur des mâles, ceci étant sans doute la conséquence de probabilités de survie plus faible chez les femelles par rapport aux mâles.

L'hypothèse d'un sexe-ratio à la naissance déséquilibré en faveur des mâles a été précédemment évoquée comme explication possible de ce déséquilibre entre mâles et femelles. Toutefois, cette hypothèse n'est pas étayée par le sexe-ratio observé parmi les geckos capturés dans la cadre du programme d'élevage transitoire : sur les 40 geckos prélevés lors de la saison de reproduction 2020 – 2021, 28 étaient des femelles contre 12 mâles (Roesch, 2022). Pour cette saison, le sexe-ratio à la naissance était donc déséquilibré en faveur des femelles. Cela ne doit toutefois pas être considéré comme une généralité, et l'hypothèse précédemment citée ne peut être totalement écartée. Les changements des conditions abiotiques liés au changement climatique peuvent avoir une incidence notable sur le sexe-ratio à la naissance, et ces changements sont perceptibles d'année en année.

Enfin, il est à noter que les probabilités de survie des adultes de ces populations de gecko vert de Manapany sont inférieures aux exemples connus² chez les geckos.

Survie et recrutement adultes

La différence de probabilité de survie entre mâles et femelles est difficilement explicable. Elle pourrait être « naturelle », les femelles investissant beaucoup d'énergie dans la reproduction, il n'est pas impossible que leur taux de mortalité annuel soit supérieur à celui des mâles. Les femelles pourraient également être plus vulnérables à la prédation, notamment lors des situations de ponte proches du sol ou lorsqu'elles descendent au sol lécher les supports (pour régénérer leurs réserves calciques).

² Il existe peu de littérature relative à la survie interannuelle des geckos arboricoles, et aucune donnée n'est publiée chez les geckos du genre *Phelsuma*. Pour exemple, chez le gecko nocturne arboricole *Gehyra variegata*, la probabilité de survie moyen interannuel des adultes est de 71% (calculé sur 10 ans, voir Hoehn *et al.*, 2015). Chez le gecko nocturne rupicole *Oedura lesueurii*, les probabilités de survie mensuelles ont été évaluées à environ 90% chez les mâles, et entre 78% et 92% chez les femelles (Croak *et al.*, 2013). Chez les geckos nocturnes saxicoles mauriciens, *Nactus coindemirensis* et *Nactus durrelli*, la survie adulte intersaisons d'une population transloquée peut atteindre 78% (calculée sur 1,5 an, voir Cole *et al.*, 2009).



Le déclin du nombre d’immatures détectés peut être lié à de nombreux facteurs : forte mortalité des immatures (forte prédation par un ou plusieurs prédateurs ?), déclin du nombre de pontes réalisées par les femelles (sénescence de la reproduction ?), décalage des périodes de suivi depuis 2015. La dispersion hors site d’étude des immatures vers d’autres patchs de végétation ne semble pas être une explication plausible compte tenu de la faible qualité des habitats alentours et de l’absence de détection lors des travaux de prospections conduits aux alentours des populations lors de la thèse d’A. Chœur en 2018 – 2019 et lors de la réintroduction des geckos issus de l’élevage transitoire en 2021 – 2022.

6.2. Impact potentiels des actions de gestion conduites

Impact des chantiers de restauration écologique ?

D’importants efforts pour la restauration des habitats naturels sont conduits sur ce site en gestion depuis 2012. Les actions de restauration ont été engagées au sein de la population de geckos du Cap Devot et sur les pourtours de celle du Cap Sel. Ces actions ont permis de fournir des surfaces d’habitats favorables (végétation indigène supérieure à 1,50 m), mais ces habitats ne sont pas colonisés, car les populations sont en décroissance, ne produisant pas d’individus pour coloniser ces zones. En effet, la colonisation d’habitats restaurés par le gecko étant sans doute « densité-dépendante », si les actions de gestion ne permettent pas de dynamiser numériquement les populations, les surfaces restaurées resteront probablement dépourvues de geckos. Dans cette situation, les actions de lutte contre les plantes envahissantes et de replantation d’espèces favorables ne suffisent pas à dynamiser les populations.

En considérant que la reproduction a été équivalente chaque année depuis le début du suivi, la survie des jeunes a pu décliner dès 2014-2015, date du démarrage d’une forte fréquence des chantiers de restauration (1 à 2 fois par mois). Il n’est pas impossible que l’ouverture du milieu ait eu un impact sur la survie des immatures et des femelles : accès plus facile aux geckos par les prédateurs aviens ? Les oiseaux (*P. jocosus* et *A. tristis*) peuvent avoir des impacts très élevés sur les populations de geckos s’ils apprennent soudainement à les chasser (N. Cole com. pers. 2019). Le Papangue (*Circus maillardi*) est également connu pour consommer des *Phelsuma* (Probst, 1996) et pourrait donc avoir un impact non négligeable sur les populations étudiées.

Impact de la lutte contre les prédateurs ?

Depuis 2019, un contrôle de plusieurs prédateurs potentiels du Gecko vert de Manapany est mené sur le site en gestion (Bernet, 2023). Ainsi, 572 musaraignes, 177 oiseaux, 6 agames arlequins et 1 chat ont été ôtés du milieu entre 2019 et 2022. Trois campagnes de dératisation par empoisonnement ont été menées : une première opération pilote en 2016 sur Cap Sel et Cap Devot, une seconde opération uniquement sur Cap Sel entre décembre 2021 et mars 2022 et une troisième opération sur Cap Sel et Cap Devot entre septembre et décembre 2022.

Il est difficile d’évaluer de façon fiable les effets de ces actions sur la démographie des populations de geckos, car plusieurs facteurs entrent en jeu et ne peuvent être dissociés (prédation, génétique, disponibilité des ressources alimentaires, compétition inter et intraspécifique, changement des conditions abiotiques avec le réchauffement climatique...).

La légère augmentation du nombre de femelles à partir de 2021 pourrait coïncider avec le contrôle des musaraignes, dans l’hypothèse où les femelles seraient plus vulnérables à une prédation par les musaraignes lorsqu’elles descendent proches du sol lors de la saison des pontes, comme évoqué ci-dessus. L’analyse des contenus stomacaux des musaraignes prélevées pourra permettre d’appuyer ou non cette hypothèse.

Lors de la première opération de dératisation en 2016, le déclin rapide des populations de geckos qui a suivi a été attribuée potentiellement à un effet délétère de l’empoisonnement des rats qui aurait pu causer une augmentation de la prédation par d’autres prédateurs (musaraignes et/ou chats). Avec la reprise de



l'empoisonnement des rats en 2021, il semble que cette hypothèse soit écartée, car le déclin des populations de geckos a été moins rapide sur cette période, tendant même à une stabilisation des effectifs pour le Cap Sel.

Il semble que la lutte plurispécifique visant à contrôler tous les prédateurs exotiques potentiels du Gecko vert de Manapany reste une bonne stratégie, permettant d'éviter de potentiels effets de « relâche » d'un prédateur vis-à-vis d'un autre, mais également d'agir sur tous les fronts, tant que les prédateurs les plus impactants n'ont pas été identifiés, ou que des méthodes efficaces n'ont pas été mises au point. Par exemple, la diminution des densités d'oiseaux reste délicate au vu de leur grande capacité de dispersion ; aussi, l'impact de la Couleuvre loup est présumé élevé, mais aucune méthode de lutte efficace n'a été identifiée à ce jour.

Les fourmis exotiques, principalement *Solenopsis geminata* mais aussi *Pheidole megacephala* et *Anoplolepis gracilipes*, présentes en grand nombre sur ces sites, sont suspectées d'avoir un impact élevé sur les populations de geckos. Elles ont déjà été mises en cause dans la réduction d'abondance de reptiles par ailleurs dans le monde (Rocamora & Henriette, 2015 ; Lach *et al.*, 2022). Aussi, NOI a la volonté de concentrer plus d'effort sur l'étude des populations de fourmis et de mettre en place des opérations de lutte (par voie chimique) afin de mieux caractériser leur impact et de le réduire. Plusieurs projets sont en cours d'élaboration dans cette optique, et devraient être amorcés dès de second semestre 2023.

La poursuite et l'amélioration des actions de lutte ainsi que des études visant à mieux caractériser les interactions entre espèces sur ces sites permettra peut-être, pour les années à venir, de mieux comprendre la part de responsabilité des prédateurs dans le déclin de ces populations de geckos.

6.3. L'élevage transitoire : un tournant majeur pour ces populations

Le programme d'élevage transitoire mené dans les populations de Cap Sel et Cap Devot entre 2020 et 2022 a permis de renforcer considérablement ces populations en palliant à l'absence de recrutement : 39 des 40 geckos juvéniles prélevés lors de la saison 2020 – 2021 ont pu être réintroduits à l'âge adulte dans leur population d'origine (Roesch, 2022). La poursuite des suivis démographiques et l'évaluation de la survie de ces individus aidera à comprendre les mécanismes du déclin des populations, notamment concernant les taux de survie des adultes.

Cette opération a également permis d'écartier une potentielle cause génétique qui serait à l'origine de la mortalité des juvéniles : les jeunes geckos prélevés ont tous survécu lors de la phase de captivité³, ce qui permet d'affirmer que la mortalité des juvéniles à Cap Sel et Cap Devot est bien liée à un facteur environnemental. Les résultats des études génétiques menées en parallèle par l'Université de La Réunion (projet CREME) devraient, selon toute vraisemblance, venir conforter ce résultat. Par ailleurs, les résultats préliminaires du projet CREME ont montré une plus grande diversité génétique (gènes mitochondriaux) des populations de geckos en milieu naturel par rapport aux populations en milieu urbain, qui pourtant semblent avoir une démographie plus positive. Les résultats des analyses sur d'autres marqueurs génétiques seront cruciaux pour définir la stratégie de conservation de ces populations, notamment l'intérêt ou non de réaliser du brassage entre les populations de Cap Sel et Cap Devot et/ou avec d'autres populations urbaines par exemple.

Les causes du déclin des populations de Cap Sel et Cap Devot ne sont pas encore identifiées, et il est nécessaire de poursuivre les efforts visant à préserver ces populations et à mieux comprendre les mécanismes biologiques en jeu. Ainsi, la poursuite d'opérations d'élevage transitoire sur plusieurs années, telles que réalisée pour la première fois en 2020 – 2022, apparaît comme essentielle pour maintenir ces populations, leur permettre peut-être d'atteindre une démographie positive, et gagner encore du temps pour comprendre et agir sur les causes de leur déclin.

³ L'un des 40 geckos prélevés est mort pendant la phase de captivité, mais à l'âge adulte : l'individu s'est échappé de sa cage le jour de la relâche et a été retrouvé le lendemain, dévoré par des fourmis de feu tropicales, *Solenopsis geminata* (Roesch, 2022).



Références

- BERNET C. 2023 - Lutte contre les prédateurs du Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) dans les falaises littorales de Petite-Ile. Rapport Nature Océan Indien pour le FEDER et la DEAL Réunion, non publié. 27 pages + annexes.
- 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. Rapport de Master 2 BEST, Université de La Réunion. 23 pp + annexes.
- 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°12. Rapport Nature Océan Indien. Financement DEAL Réunion. 29 pp + annexe.
- BUCKLAND S., COLE N., GODSALL B., RODRIGUEZ-PEREZ J., GALLGHER L.E., HENSHAW S.M. & HARRIS S. 2014 - Habitat selection of the Mauritian lowland forest day gecko at multiple spatial scales: A baseline for translocation. *Global Ecology and Conservation*, 1: 71-79.
- CHOEUR, A., CLÉMENCET, J., CORRE, M. LE, ROESCH, M.A. & SANCHEZ, M. 2023 - Intra-annual variations of microhabitat use and movements of a critically endangered arboreal day gecko endemic to Reunion Island : implications for conservation. *Amphibia-Reptilia*, 1(aop): 1-14.
- COLE N., JONES C., BUCKLAND S., JHUMKA Z., MOOTOOCURPEN R., TATAYAH V., BACHRAZ V., NUNDLAUL V. & ROOPA P. 2009 - The reintroduction of endangered Mauritian reptiles - the Darwin Initiative Reptile Translocation Project - 2006 to 2009. 209 pp.
- COOCH E. & WHITE G. 2015 - Program MARK - a gentle introduction, 14th edition. Colorado State University, Fort Collins. 1038 pp.
- CROAK B.M., WEBB J.K. & SHINE R. 2013 - The benefits of habitat restoration for rock-dwelling velvet geckos *Oedura lesueurii*. *Journal of Applied Ecology*, 50: 432-439.
- DESO G., PROBST J.-M., SANCHEZ M. & INEICH I. 2008 - Contribution à la connaissance de deux geckos de l'île de La Réunion potentiellement pollinisateurs : *Phelsuma inexpectata* Mertens, 1966 et *Phelsuma borbonica* Mertens, 1942 (Sauria : Gekkonidae). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 126: 9-23.
- GERARD A., CONORD M. & GREIL A. 2017 – Restauration écologique des falaises littorales de Petite-Ile (Cap Devot – littoral Bordet) en faveur du gecko vert de Manapany. Bilan technique des opérations menées la troisième année d'action financée : juin 2016 – mars 2017. Rapport NOI pour la DEAL Réunion. 37 pp + annexes.
- GERARD A. & SANCHEZ M. 2018 – Contrôle des rats dans les falaises littorales de Petite Ile (île de La Réunion), pour la conservation de la flore indigène et du gecko vert de Manapany - Expérience pilote. Rapport Nature Océan Indien. Financement Te Me Um. 31 pp + annexes.
- HOEHN M., HENLE K. & GRUBER B. 2015 – The effect of toe-clipping on the survival of gecko and skink species. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1): 242-254.
- JOLLY G.M. 1965 - Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration stochastic model. *Biometrika*, 52: 225-247.
- KNOX, C.D., CREE, A., & SEDDON, P.J. 2012 - Direct and indirect effects of grazing by introduced mammals on a native, arboreal gecko (*Naultinus gemmeus*). *Journal of Herpetology*, 46(2): 145-152.
- LACH L., CASE D., YEELES P. & HOSKIN C. J. 2022 - Invasive ants reduce abundance of small rainforest skinks. *Biodiversity and Conservation*, 1-17.
- LETTINK, M., & MONKS, J.M. 2016 - Survey and monitoring methods for New Zealand lizards. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 46(1): 16-28.
- OTIS D.L., BURNHAM K.P., WHITE G.C. & ANDERSON D.R. 1978 - Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wild. Monogr.*, 62: 3-135.
- PROBST J.-M. 1996 - La Papangue ou Busard de Maillard, *Circus maillardi*. Bulletin Phaethon, 4 : 79-80.
- PROBST J.-M. 2002 - Faune indigène protégée de l'île de La Réunion. Ed. Nature & Patrimoine. 111 pp.
- R CORE TEAM 2018 - R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- ROCAMORA G. & HENRIETTE, E. 2015 - Invasive alien species in Seychelles. Why and how to eliminate them. A manual for identification and management of priority species. Collection Inventaires et Biodiversité. Museum National d'Histoire Naturelle, University of Seychelles. Biotope Editions.



ROESCH M. A. 2022 - Projet Élevage. Gestion Ex situ de Geckos verts Endémiques Prélevés à l'Écllosion (GEGEPE) : Rapport global. Rapport non publié. Décembre 2022. Nature Océan Indien. 52 pp.

SANCHEZ M. 2021. *Phelsuma inexpectata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e. T17450049A17450059.

SANCHEZ M. & CACERES S. 2011 - Plan national d'action en faveur du gecko vert de Manapany *Phelsuma inexpectata*. Ministère de l'écologie, du développement durable, du logement et du transport, DEAL Réunion, NOI / ONCFS. 137 pp + annexes.

SANCHEZ M. & CACERES S. 2019 - Plan national d'actions en faveur des Geckos verts de La Réunion *Phelsuma borbonica* et *Phelsuma inexpectata*. Nature Océan Indien/Office Français de la Biodiversité, pour la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de La Réunion. 173 pages + annexes.

SANCHEZ M. & CRECHET V. 2016 - Suivi démographique et spatial de la population de gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) du Cap Devot (Petite Ile) – Action du PNA n°12. Rapport Nature Océan Indien. Financement DEAL Réunion. 30 pp + annexes.

SANCHEZ M. & LAVERGNE C. 2009 - Lataniers et geckos, deux bons amis. Magazine Palmeraie-Union *Latania*, 22 : 37-40.

SANCHEZ M. & PROBST J.-M. 2011 - Distribution and conservation statue of an endemic threatened reptile to La Réunion, the Manapany day gecko, *Phelsuma inexpectata* Mertens, 1966. *Cahiers scientifiques de l'océan Indien occidental*, 2 : 13-28.

SANCHEZ M., PROBST J.-M. & DESO G. 2009 - *Phelsuma inexpectata*, Mertens, 1966 (Sauria : Gekkonidae) sur l'île de La Réunion : Ecologie, répartition et menaces. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 132 : 43-69.

WANGER T.C., MOTZJE I., FURRER S.C., BROOK B.W. & GRUBER B. 2009 - How to monitor elusive lizards: comparison of capture–recapture methods on giant day geckos (Gekkonidae, *Phelsuma madagascariensis grandis*) in the Masoala rainforest exhibit, Zurich Zoo. *Ecological Research*, 24: 345-353.

