



Parc national
de La Réunion

UR | UNIVERSITÉ
DE LA RÉUNION



Actes

- Gélobio -

Séminaire des GEstionnaires
CONservation de la BIODiversité
à La Réunion

Cinquième édition

13 octobre 2021

Soutien financier de l'UE
Parc national de La Réunion



Directeur de la publication : Jean-Philippe DELORME

Coordination : Marc SALAMOLARD

Rédaction : L'ensemble des auteurs a collaboré à la rédaction des contenus.

Conception : Atelier de valorisation des patrimoines & Nafissah NOOAGAT

Citation : SALAMOLARD.M, LEQUETTE B., NOOAGAT N., BESSE P., DELORME J-P. 2021 Actes du séminaire des gestionnaires de la conservation de la biodiversité à La Réunion, GECOBIO. Campus Universitaire du Tampon, le 13 octobre 2021. Parc national de la Réunion

Préambule

Le caractère exceptionnel de la biodiversité réunionnaise n'est plus à démontrer et a été reconnu à plus d'un titre à l'échelle mondiale, notamment par son identification au sein des hotspots de biodiversité et par l'inscription d'une grande partie du territoire sur la liste des Biens du patrimoine mondial de l'Humanité avec les « Pitons, Cirques et Remparts de l'île de La Réunion ».

L'évidence de la pression exercée par les espèces exotiques envahissantes sur ce patrimoine exceptionnel est maintenant partagée par le plus grand nombre.

Le temps nous est compté pour agir en déployant les moyens adaptés à cette situation. La responsabilité qui nous incombe à maintenir, dans le meilleur état de conservation possible, les derniers habitats naturels les plus importants pour la conservation de la biodiversité terrestre des Mascareignes nous engage à développer des stratégies partenariales et une gouvernance apte à rendre efficace les divers types d'interventions, à prioriser nos moyens, innover, partager les expériences, et collaborer à différents niveaux.


Le nombre et la diversité des structures et acteurs, bénévoles ou professionnels, y compris des collectivités territoriales impliqués dans ces opérations, sont particulièrement encourageants et nous devons poursuivre les efforts permettant de partager les réussites, comme, malheureusement parfois, les échecs, pour mieux bâtir les futures opérations sur un socle commun de plus en plus solide.

C'est pourquoi, depuis 2015, le Parc national organise le séminaire GECOBIO dans l'objectif de présenter et de valoriser les différents travaux réalisés par les gestionnaires de la conservation de la biodiversité.

La cinquième édition de ces rencontres, qui s'est tenue le 13 octobre 2021, a favorisé les interventions très diverses, en lien avec la pression exercée par les espèces exotiques envahissantes. Une nouvelle fois co-organisée avec l'Université de La Réunion qui a renouvelé son accueil sur le campus du Tampon, dans un cadre propice aux échanges, cette édition a été marquée par une forte implication des étudiants du master 2 BEST, futurs professionnels de la protection de la biodiversité, qui ont pu déployer toutes leurs compétences pour la réussite de cette journée.

La diversité des actions présentées a une nouvelle fois conduit à de nombreux échanges particulièrement fructueux.

Le Directeur



Jean-Philippe DELORME



Sommaire

Thématique 1 : Préambule aux actions, état des connaissances

Analyse comparative de signaux acoustiques déterminés comme appartenant au type acoustique *Chiroptera sp1* et de sons d'espèces de chauves-souris connues 6
Romain FERNANDEZ, Gildas MONNIER & Sarah FOURASTÉ

Cartographie de répartition des espèces végétales exotiques envahissantes dans les espaces naturels à La Réunion 10
Cédric AJAGUIN-SOLEYEN, Emilie CAZAL, Christophe LAVERGNE, Frédéric PICOT, Pauline FENOULLAS & Mathieu ROUGET

Suivi de la population d'*Epinephelus mera* sur les platiers récifaux de La Réunion, 13 ans de données. Peut-on réviser les méthodes et le plan d'échantillonnage d'un suivi à long terme ? 16
Mathieu PINAULT, Tévamie RUNGASSAMY & Marine DEDEKEN

Premières tendances issues de 10 ans de suivi post-incendies sur le massif des Hauts-Sous-le-Vent et de la Roche-écrite 21
Guillaume PAYET & Vincent HOARAU

Thématique 2 : Actions appliquées, dont la lutte contre les EEE

Le Projet CREME (Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques) : le Gecko vert de Manapany 25
Mickaël SANCHEZ, Alicia BONANNO, Yann GOMARD, Margot CAUBIT & Johanna CLEMENCET

Le Projet CREME (Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques) : le Psylle du Tamarin des Hauts 28
Maëva VINOT, Margot CAUBIT, Nicolas CUENIN, Sophie DORDONNAT, Marine BAUJEU, Yann GOMARD, Clara GRONDIN, Mathieu ROUGET & Bernard REYNAUD

L'évaluation des limitations du recrutement agissant avant, pendant et après la dispersion révèle un fort impact négatif de la perte des frugivores et des invasions sur la dynamique forestière indigène 31
Sébastien ALBERT, Olivier FLORES, Charlène FRANC, Raphaël SOLESSE & Dominique STARSBERG

Plan de lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes 32
Soraya ISSOP-MAMODE & Valérie MOUCHARD

Thématique 3 : Bilans & Retour d'Expérience

Résultats du projet de conservation de la flore menacée FEDER « ESPECE : Etudes et Sauvegarde des Plantes en danger Critique d'Extinction » et mise en perspective avec le projet FEDER « SEVE : Sauvegarde des Espèces en Voie d'Extinction » 33

1. Renforcements de populations de 19 espèces végétales menacées en milieu naturel 33
Sarah ROUSSEL, Thibault ROCHIER, Julien TRIOLO, Laurent CALICHIAMA, Patrick METRO, Vincent TURQUET & Benoît LEQUETTE

2. Acquisition de connaissances sur la multiplication d'espèces menacées dans le cadre du projet FEDER ESPECE 35
Sarah ROUSSEL, Arnaud RHUMEUR, Willy SUZANNE, Mathieu QUIRIET, Christophe LAVERGNE & Benoît LEQUETTE

25 ans d'échouage de Pétrels et Puffins de la Réunion: Synthèse des actions de conservation, analyse rétrospective et perspectives 37
Léo CHEVILLON

Conservation des Pétrels endémiques de la Réunion : une stratégie spatialisée pour limiter la prédation des chats 39
Richard BEAULIEU & Souzanah CHAHIBA

Retour d'expérience sur la lutte contre *Prosopis juliflora* sur le site de Cap Champagne, dans le cadre du programme de réhabilitation des plages de ponte des tortues marines 43
Léo PAIRAIN, Pauline GAUD & Célia GOBEAUT

Replantations en bord de mer à Terre-Rouge, Bassin 18 46
René-Paul IDMONT, Vincent BELON, Patrick RIVIERE & Emmanuel PETCHY

Analyse comparative de signaux acoustiques déterminés comme appartenant au type acoustique *Chiroptera sp1* et de sons d'espèces de chauves-souris connues

Sarah FOURASTÉ¹, Gildas MONNIER¹ & Romain FERNANDEZ¹

1. Introduction

Au cours de leur évolution, les chiroptères ont réussi progressivement à occuper une niche écologique spécifique notamment grâce au développement de l'écholocation. Ces signaux sonar leur permettent d'appréhender efficacement l'environnement dans lequel ils évoluent, afin de s'y déplacer ou de s'y nourrir.

Depuis plus de 70 ans, l'évolution de la technologie a rendu possible l'étude de ces signaux, qui a entraîné la découverte de nouvelles espèces et a contribué à l'amélioration des connaissances sur l'écologie des chiroptères (Zamora-Gutierrez *et al.*, 2021). C'est notamment le cas sur l'île de La Réunion où les répertoires acoustiques de deux espèces de chauves-souris insectivores ont été décrits, le Petit molosse de La Réunion (*Mormopterus francoismoutoui*) et le Taphien de Maurice (*Taphozous mauritanus*) (Barataud et Giosa, 2013). Ces découvertes s'inscrivent dans le cadre de deux missions initiées par le Parc national de La Réunion, menées en 2009 puis 2012 par la Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères. Ces missions ont également mis en évidence deux types acoustiques inconnus, nommés *Chiroptera sp1* et *Chiroptera sp2*, qui ne sont actuellement rapprochés d'aucun répertoire acoustique des espèces connues sur l'île. Plusieurs études ont été menées depuis pour tenter de décrire les chauves-souris à l'origine de ces sons et leur répartition géographique, mais les chauves-souris qui émettent ces signaux restent non déterminées (Augros, 2017 ; Monnier et Fourasté, 2018 ; Prié *et al.*, 2016). L'occurrence extrêmement faible du type acoustique *Chiroptera sp2* ne permet pas actuellement de mener des analyses spécifiques.

La présente étude porte ainsi uniquement sur le type acoustique *Chiroptera sp1*, contacté régulièrement. Son objectif est d'utiliser les sons identifiés comme appartenant au type acoustique de *Chiroptera sp1* et de les comparer aux sons issus d'individus identifiés avec certitude comme *M. francoismoutoui* ou *T. mauritanus* pour valider ou infirmer l'hypothèse que ce type acoustique appartient à une espèce encore non décrite. Cette étude vise à tester plusieurs hypothèses envisageables ; H1 : *Chiroptera sp1* est un type acoustique non identifié chez *M. francoismoutoui* ou *T. mauritanus* ; H2 : *M. francoismoutoui* et *Chiroptera sp1*

sont des espèces cryptiques ; H3 : *Chiroptera sp1* est une nouvelle espèce encore non décrite.

2. Méthode

La méthodologie mise en place dans le cadre de cette étude vise à analyser quatre types de sons issus de trois techniques différentes. La première méthode d'enregistrement consistait à réaliser des points d'écoute de 40 minutes en écoute active (à l'aide d'un D1000 ou du logiciel SoundChaser) pour obtenir des sons de *Chiroptera sp1* identifiés selon la clé d'identification de Barataud et Giosa, 2013 (1). Les autres signaux n'appartenant pas au type acoustique *Chiroptera sp1* étaient également enregistrés pour la suite de l'analyse et ont été identifiés comme « signaux inconnus » ci-après (2). La seconde méthode consistait à capturer au filet *M. francoismoutoui*, à relever la biométrie des individus, puis à les équiper d'une capsule chimioluminescente, pour les suivre lors du relâcher et enregistrer leurs signaux acoustiques (3). Une troisième méthode a été mise en place pour enregistrer avec certitude les signaux acoustiques de *T. mauritanus*. Cette dernière consistait à identifier un gîte fréquenté spécifiquement par *T. mauritanus* et à enregistrer les individus lors de la sortie de leur gîte à la nuit tombée (4). Ces méthodes nous permettent une correspondance certaine entre *M. francoismoutoui* ainsi que *T. mauritanus* et leur registre acoustique propre.

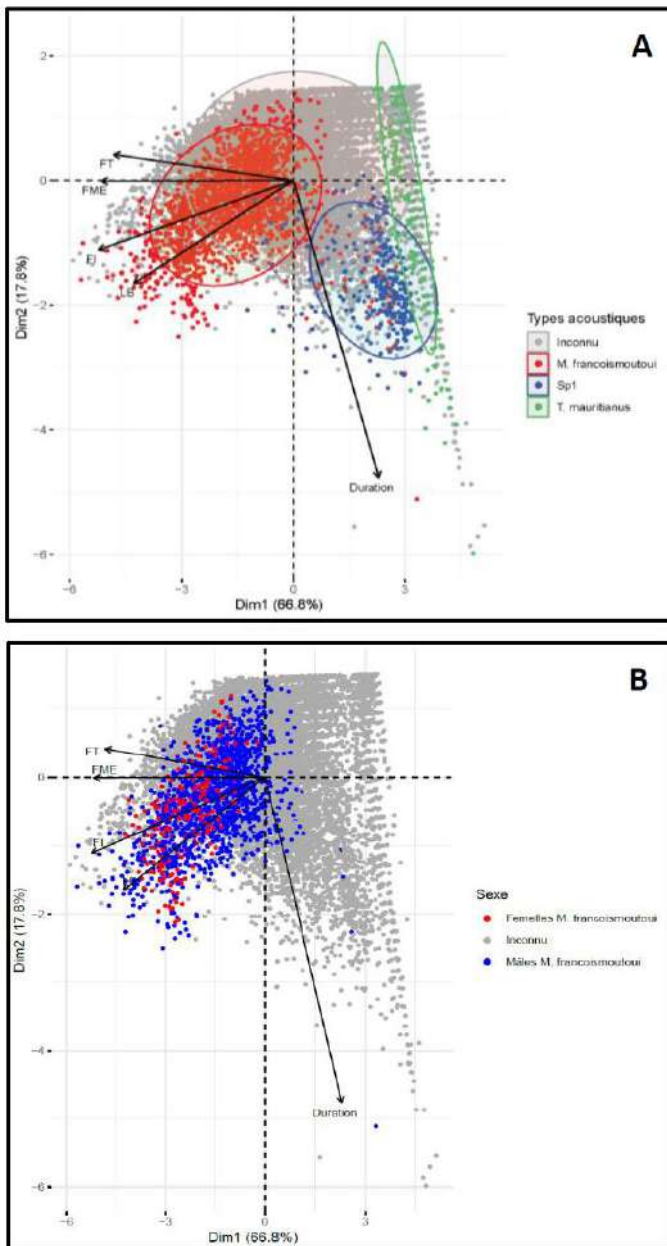
L'ensemble des sons (1, 2, 3 et 4) a permis d'isoler 11 114 signaux sur lesquels ont été mesurées automatiquement plusieurs caractéristiques acoustiques : la Fréquence Maximale d'Énergie (FME), la Largeur de Bande (LB), la Fréquence Initiale (FI), la Fréquence Terminale (FT) et la durée du signal. Seules les caractéristiques acoustiques des sons de *Chiroptera sp1* (1) ont été mesurées manuellement sur le logiciel Batsound 4. Des analyses multivariées et des tests de moyennes (tests de Student ou de Wilcoxon) ont ensuite été effectués sur les caractéristiques acoustiques mesurées pour valider ou infirmer les hypothèses énoncées ci-dessus. L'isolement, les mesures automatiques et les analyses sur les signaux ont été réalisés grâce à des scripts codés en langage R (version 3.6.3 – 29-02-2020).

3. Résultats

¹GCOI : Groupe Chiroptères Océan Indien

3.1 1ère hypothèse

L'Analyse en Composante Principale (ACP) sur les caractéristiques acoustiques mesurées permet de mettre en évidence 3 ellipses avec des orientations différentes qui regroupent chacune 80 % des données de chaque classe (Fig.1A). Les signaux de *M. francoismoutoui* sont séparés à plus de 80% des signaux de *Chiroptera sp1*. Cependant un recouvrement entre l'ellipse du *T. mauritanus* et *Chiroptera sp1* est visible. L'utilisation de signaux inconnus dans l'ACP permet de mettre en évidence que les registres acoustiques de certaines espèces ne sont pas identifiés dans l'analyse. La projection du sexe des individus de *M. francoismoutoui* sur l'ACP (Fig.1B) ne met en évidence aucune discrimination acoustique entre les mâles et les femelles et aucun des deux genres ne se rapproche de l'ellipse de *Chiroptera sp1* dans le repère de l'ACP.



La comparaison des moyennes des différentes caractéristiques acoustiques permet de mettre en évidence des différences significatives entre les deux espèces connues et le type acoustique *Chiroptera sp1* (Figure 2 A, B, C,D, E).

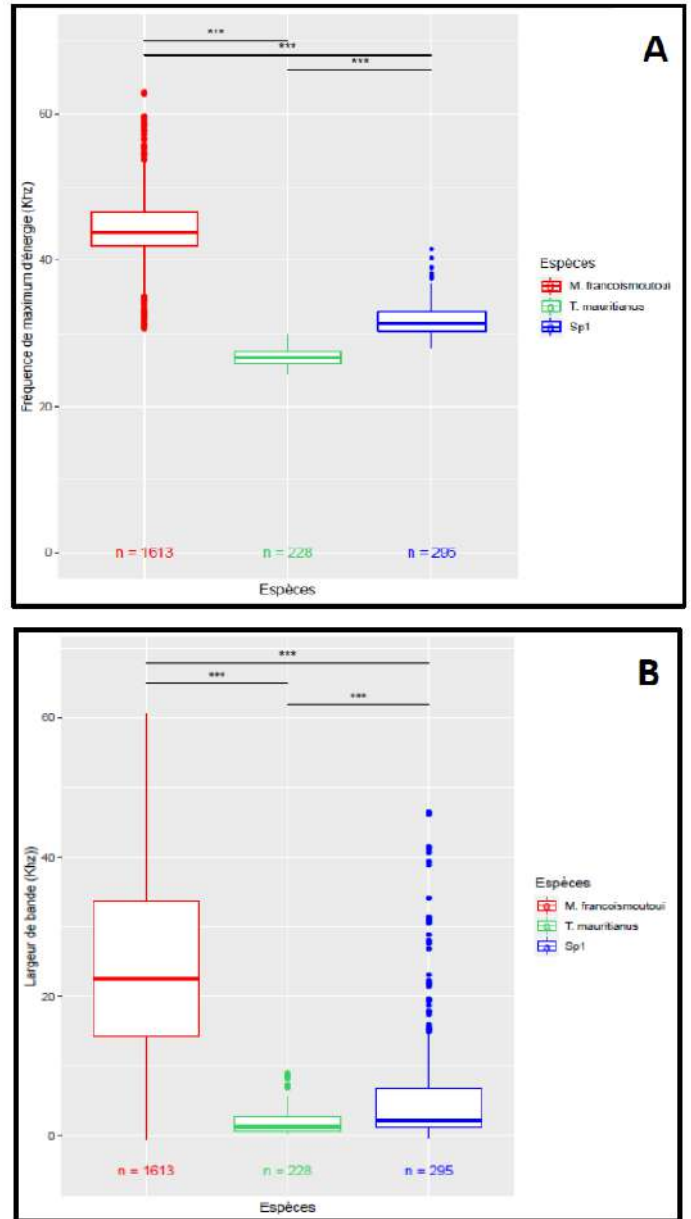


Figure 1 : ACP en fonction des différents critères acoustiques mesurés sur les signaux avec l'ensemble des différents sons analysés (1, 2, 3 et 4). Les signaux ont été identifiés soit selon l'espèce et le type acoustique auquel ils appartiennent (A) soit par le sexe des individus de *M. francoismoutoui* (B). Les ellipses représentent 80% des données de la classe.

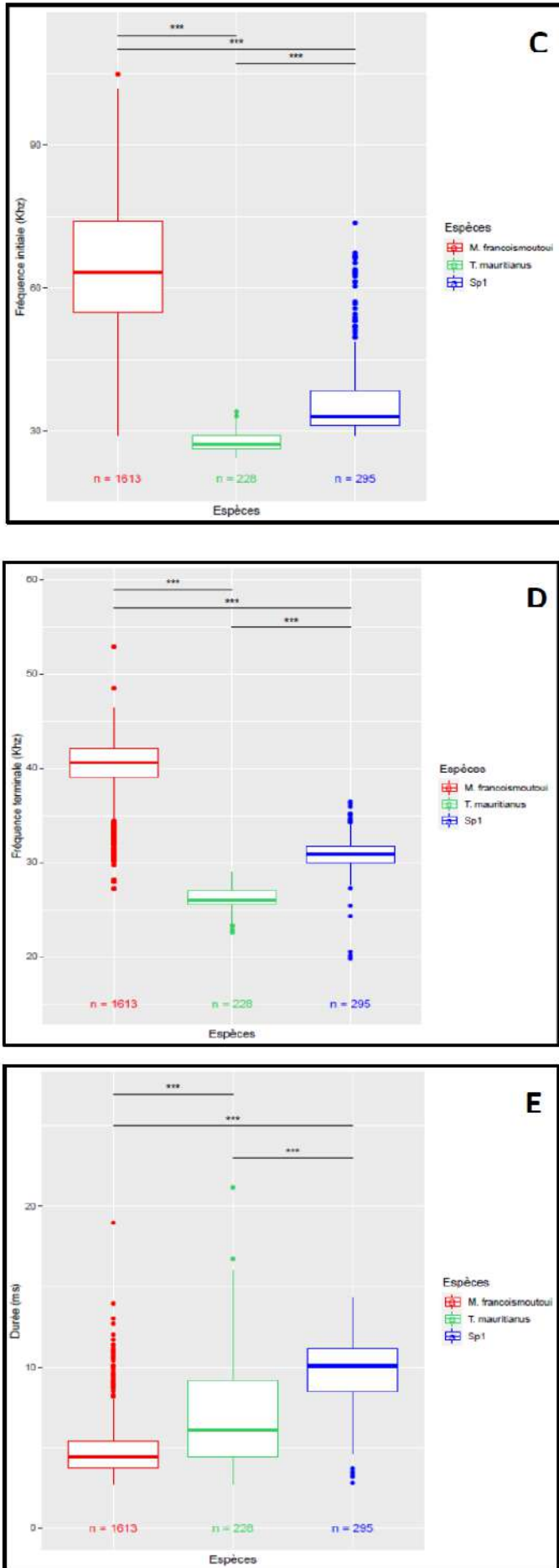


Figure 2 : Comparaison des moyennes de la fréquence maximale d'énergie (A), de la largeur de bande (B), de la fréquence initiale (C), de la fréquence terminale (D) et de la durée (E) entre *M. francoismoutoui*, *T. mauritanus* et *Chiroptera sp1*.

3.2 2ème hypothèse

La projection de la biométrie sur l'ACP avec le poids (g) ou la charge alaire (kg/m^2) ne permet pas de mettre en évidence une discrimination acoustique des individus ayant des caractéristiques morphologiques similaires (Fig. 3 A, B).

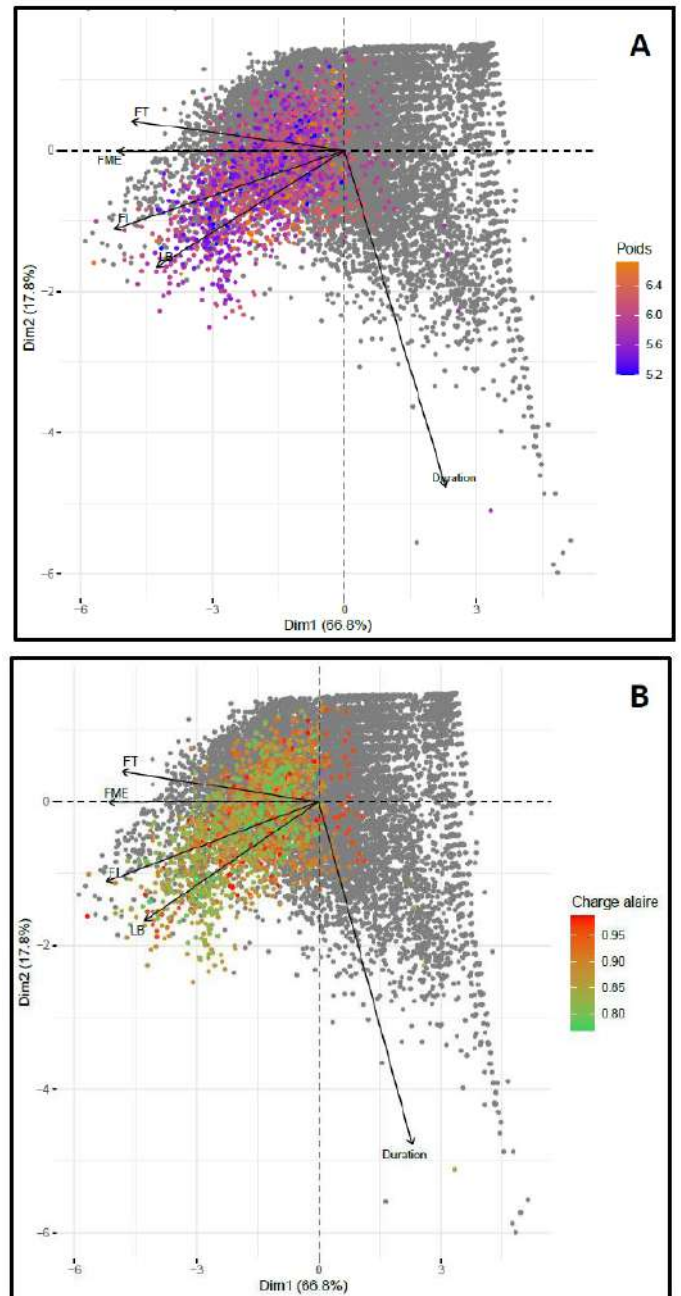


Figure 3 : ACP en fonction des différents critères acoustiques mesurés sur les signaux avec l'ensemble des différents sons analysés (1, 2, 3 et 4). Les signaux ont été identifiés selon le poids des individus (A) ou la charge alaire (B).

3.3 3ème hypothèse

Afin de valider la dernière hypothèse, il est nécessaire de continuer les points d'écoute pour cibler des zones favorables à la capture et maintenir l'effort de capture dans ces zones. L'objectif est de capturer les individus à l'origine du type acoustique *Chiroptera sp1* pour les

identifier sans ambiguïté. Des captures associées au même moment à de l'écoute active sont également réalisées afin d'enregistrer les signaux *Chiroptera sp1* avant une potentielle capture de l'individu. Cette technique permettrait d'avoir une correspondance indéniable entre le type acoustique inconnu et l'identification de l'individu capturé, afin d'infirmier ou valider cette dernière hypothèse.

4. Discussion

Au vu des différents résultats, l'hypothèse H1 semble pouvoir être réfutée pour *M. francoismoutoui* et *T. mauritanus*. Le recouvrement entre l'ellipse de *Chiroptera sp1* et de *T. mauritanus* pourrait laisser un doute persister (Fig.1A), mais la structure de leurs signaux est très différente pour qu'ils appartiennent à la même espèce (Barataud et Giosa, 2013). Cette différence de structure est bien visible lors de la comparaison des signaux de chasse utilisés par *Chiroptera sp1* et ceux utilisés par *T. mauritanus*. Ce dernier répartit l'énergie de ses signaux sur plusieurs harmoniques alors que *Chiroptera sp1* ne produit aucun harmonique en phase de chasse. Cette notion d'harmonique n'étant pas prise en compte par une variable de l'ACP, les ellipses de *T. mauritanus* et de *Chiroptera sp1* restent insuffisamment discriminées. L'ambiguïté est plus importante entre *Chiroptera sp1* et *M. francoismoutoui* qui ont des structures de signaux plus similaires. Cependant les ellipses présentées en Figure 1A sont suffisamment séparées dans l'espace et orientées dans des sens différents pour laisser penser que *M. francoismoutoui* est une espèce différente de *Chiroptera sp1* (Prié et al., 2016). Notons cependant que les signaux de *M. francoismoutoui* enregistrés étaient majoritairement constitués de signaux FM (Fréquence Modulée) alors que l'espèce est en capacité de réaliser de la QFC (Quasi-Fréquence constante). Ceci est certainement lié au stress de la capture préalable au relâché. L'intégration de signaux QFC dans l'ACP pourrait entraîner l'élargissement de l'ellipse de *M. francoismoutoui* vers des signaux plus longs et une FME plus faible. Si c'était le cas, un chevauchement avec l'ellipse de *Chiroptera sp1* pourrait être observé. L'absence de discrimination acoustique entre les mâles et les femelles de *M. francoismoutoui*, ainsi que la faible proximité de l'un des sexes avec l'ellipse *Chiroptera sp1* (Fig.1B), permet de supposer qu'aucun des deux sexes ne semble être à l'origine du type acoustique *Chiroptera sp1* et renforce le rejet de l'hypothèse H1. Pour finir la significativité des moyennes des différentes caractéristiques acoustiques entre les deux espèces et *Chiroptera sp1* (Fig.2) permet de conforter la réfutation de l'hypothèse H1 et de mettre en évidence que le type acoustique *Chiroptera sp1* est suffisamment différent des deux autres espèces pour appartenir à une espèce encore non décrite sur l'île de La Réunion.

Les résultats pour valider ou infirmier l'hypothèse H2 ne se basent que sur deux critères morphologiques de *M. francoismoutoui* et pourraient ne pas suffire pour le discriminer de *Chiroptera sp1*, si ces deux espèces sont cryptiques (Fig.3A et B). Au regard de ces résultats, la répartition aléatoire des individus dans l'espace de l'ACP en fonction de leur poids (Fig.3A) ou de leur charge alaire

(Fig.3B) semble infirmier l'hypothèse H2. De la même manière que pour l'hypothèse H3, la nécessité de capturer un individu à l'origine de ce type acoustique inconnu est indispensable pour valider ou infirmier définitivement ces deux hypothèses.

5. Conclusion

Les résultats préliminaires de cette étude ont permis de tester les hypothèses H1, H2 et H3 énoncées, avec des techniques d'analyse statistique communes, mais jamais appliquées à ce groupement d'espèces. Les résultats laissent penser que le type acoustique *Chiroptera sp1* semble appartenir à une espèce différente de *M. francoismoutoui* ou *T. mauritanus*, mais des analyses complémentaires sont encore nécessaires. Pour affirmer que *Chiroptera sp1* est une nouvelle espèce réunionnaise, il sera indispensable de capturer un individu pour pouvoir décrire l'espèce et mettre en place une étude de *tracking* pour en apprendre plus sur son écologie afin de la conserver au mieux.

Remerciement : Nous remercions Marie TAUREL pour sa participation au projet au travers de son stage de Master 2 et notamment la production du script d'automatisation de la relève des paramètres acoustiques.

6. Bibliographie

- Augros, S. (2017). Update on the distribution of "*Chiroptera sp1*" in the southern and eastern parts of La Réunion Island based on acoustic surveys. *African Bat Conservation News*, 45, 5-9.
- Barataud, M. et Giosa, S. (2013). Identification et écologie acoustique des chiroptères de La Réunion / Michel Barataud et Sylvie Giosa. <https://mediatheque.ville-bourges.fr/NUMERIQUE/doc/SYRACUSE/2034680/identification-et-ecologie-acoustique-des-chiropteres-de-la-reunion-michel-barataud-et-sylvie-giosa>
- Monnier, G. et Fourasté, S. (2018). *Etude sur l'identification de micro-chiroptères jusqu'alors non décrits à La Réunion* (MAPA PNR n°2017/PNR/010) [Rapport de mission]. Groupe Chiroptères Océan Indien.
- Prié, V., Augros, S., Amirault, G., Bas, Y., Desmet, J.-F., Favre, P., Giosa, S., Hoarau, C., Souquet, M., Vinet, O. et Barataud, M. (2016). *Actualisation des critères acoustiques et synthèse des données concernant le présumé Scotophilus sp. à La Réunion (Mascareignes, France)*, (6). www.le-vespere.org
- Zamora-Gutierrez, V., MacSwiney G., M. C., Martínez Balvanera, S. et Robredo Esquivelzeta, E. (2021). The Evolution of Acoustic Methods for the Study of Bats. Dans B. K. Lim, M. B. Fenton, R. M. Brigham, S. Mistry, A. Kurta, E. H. Gillam, A. Russell et J. Ortega (dir.), *50 Years of Bat Research: Foundations and New Frontiers* (p. 43-59). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-54727-1_3

Cartographie de la répartition des Espèces végétales Exotiques Envahissantes dans les espaces naturels à La Réunion

Cédric AJAGUIN SOLEYEN¹, Emilie CAZAL², Christophe LAVERGNE³, Frédéric PICOT³, Pauline FENOUEILLAS¹, Mathieu ROUGET¹

1. Introduction :

La Réunion dispose d'une biodiversité unique et caractéristique en son genre. Dans un souci de conservation et de préservation, en 2007, le Parc national de La Réunion est créé. Il permet d'identifier et de regrouper les espaces naturels de La Réunion au sein d'une même entité. En 2010, l'inscription du Bien Naturel « Pitons, cirques et Remparts » au Patrimoine mondial de l'Unesco marque une nouvelle étape de valorisation de cette biodiversité.

Mais en 2017, les conclusions de l'UICN sur l'évaluation de l'intégrité de l'état de ce Bien Naturel, pointe une avancée préoccupante des espèces exotiques envahissantes (EEE) dans les milieux les plus représentatifs de la biodiversité locale.

Afin de répondre en partie à cette problématique, et sur la demande du Département de La Réunion, un Groupe de Travail (GT) « Priorisation spatiale des actions de lutte » est constitué en 2018. Il regroupe plusieurs acteurs locaux intervenant dans la conservation et la préservation de la flore indigène réunionnaise.

L'un des objectifs de ce GT est de permettre la réalisation d'une cartographie des EEE végétales à La Réunion à partir des données d'observations historiques partagées pas les partenaires du GT priorisation spatiale.

2. Contexte :

La volonté de mettre en place une stratégie de conservation et de préservation de la flore indigène a permis à plusieurs acteurs de la gestion de ce Bien de se rassembler pour faire face à la pression et à l'avancée des fronts d'invasion des différentes EEE sur le Bien Naturel à La Réunion.

Parmi ces acteurs, on retrouve :

- le Parc National de La Réunion (PNRun) ;
- l'Office National des Forêts (ONF) ;
- le Conservatoire Botanique National de Mascarin (CBNM) ;
- le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) ;
- l'Université de La Réunion (UR) ;
- le Département de La Réunion (CG974) ;
- la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DEAL Réunion) ;

- la Société Publique Locale-Ecologie Et Développement Durable Des Espaces Naturels (SPL – EDDEN) ;
- le Groupement pour la Conservation de l'Environnement et l'Insertion Professionnelle (GCEIP) ;
- l'Association pour la Valorisation De L'Entre-Deux Monde (AVE2M).

Les diverses rencontres, aux seins de groupes de travail (GT), et de restitution (COPIL, GECOBIO) ont permis à ces différents partenaires de mettre à contribution leurs données historiques avec pour finalité d'illustrer l'emprise des EEE sur l'espace naturel de La Réunion sous forme de cartes les plus exhaustives.

Le GT priorisation a permis d'établir une liste des EEE végétales. Elle a été réalisée par Christophe Lavergne (CBNM) en concertation avec les participants de ce GT et elle regroupe actuellement 1054 taxons.

Sur ces 1054 taxons, certaines présentent une menace plus élevée de par leur répartition sur le Bien Naturel et de par leur potentiel d'invasibilité : elles sont retenues comme prioritaires. Ces espèces sont actuellement listées à 69.

A la liste précédente, il s'ajoute 64 taxons listé dans le cadre du projet ECODOM3 et 20 autres espèces issues de la révision de la liste du GT priorisation. Fin décembre 2021, 153 taxons de EEE ont été sélectionnés pour être cartographiés.

3. Matériel et méthode :

La réalisation des cartes de spatialisation est rendue possible grâce au croisement des taxons de la liste des EEE avec la base commune de données historiques par l'utilisation d'un logiciel de Système de Information Géographique (SIG).

Le logiciel utilisé pour concevoir les outils de spatialisation est Arcgis dans sa version 10.6 et de son module ModelBuilder. ModelBuilder est une application de Arcgis permettant de créer, de modifier et de gérer des modèles. Les modèles sont des scripts qui permettent de concaténer des séquences d'outils de géotraitement, en injectant la sortie d'un outil dans un autre outil. ModelBuilder peut être comparé à un langage de programmation visuel de création de scripts (Fig.1).

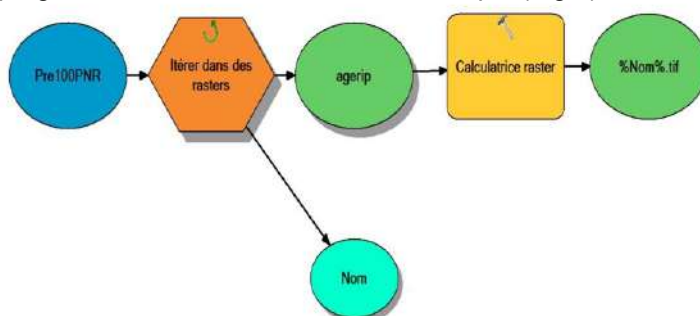


Figure 1 : Exemple de modèle sous ModelBuilder

¹CIRAD

²Parc national de la Réunion

³CBNM

L'ensemble des données historiques a permis de faire ressortir deux facteurs écologiques quantifiables que sont la présence et l'abondance.

La présence est l'existence d'une espèce dans un habitat donné. L'abondance est le nombre total d'une espèce par unité d'espace.

Ainsi, deux modèles ont été conçus, un modèle présence et un modèle abondance, pour chaque modèle, le processus de génération de carte se fait en deux étapes.

La première étape, la sélection et la création du raster, consiste à trier toutes les citations d'une EEE dans l'ensemble des données historiques des partenaires, d'en extraire les coordonnées géographiques et de les compiler en seul objet, le raster (format ESRI GRID). En l'état, cet objet n'est exploitable que par Arcgis.

La seconde étape va permettre de les rendre accessible et diffusable auprès des partenaires, soit l'étape de conversion. Le raster généré par la première étape, va être converti en format Tiff, qui est un format lisible et exploitable par l'ensemble des logiciels de SIG. A l'issue de ce traitement, chaque EEE dispose de deux cartes distinctes, l'une présence et l'autre abondance (Fig2).

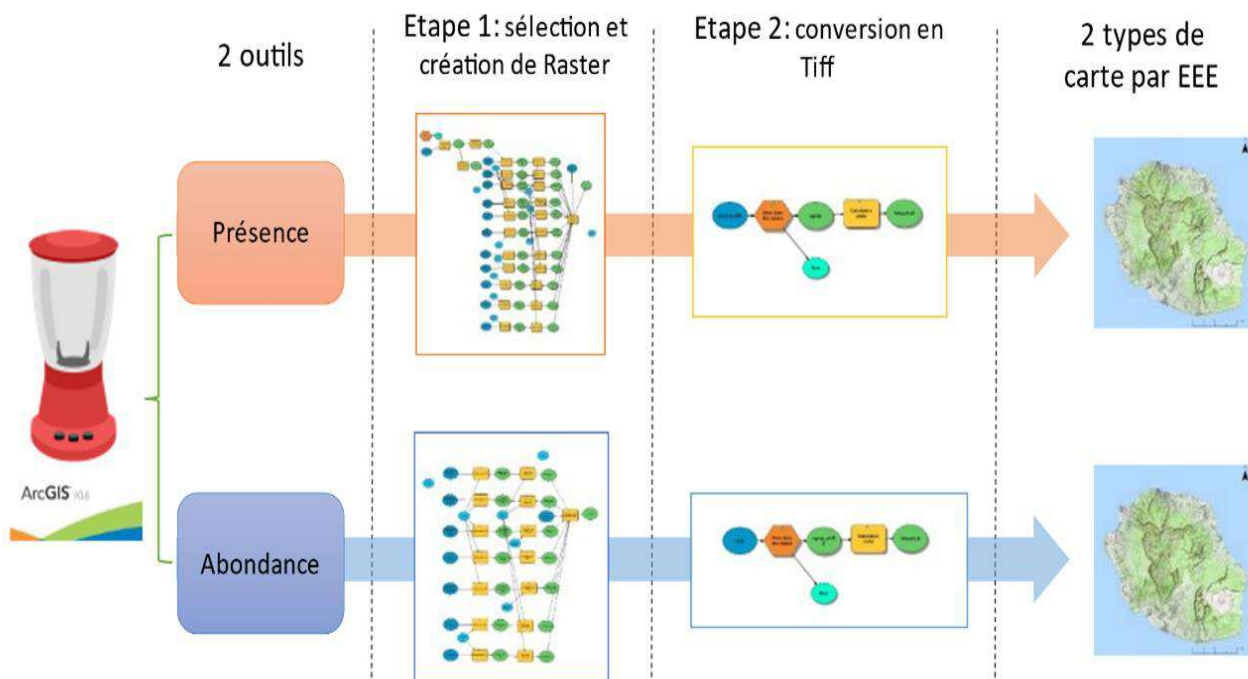


Figure 2 : Processus de génération de carte de spatialisation d'une EEE


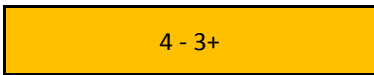
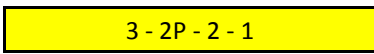
4. Résultats :

Voici la liste des 153 EEE cartographiées, chacune dispose d'une carte de présence et d'abondance (Tab.2).

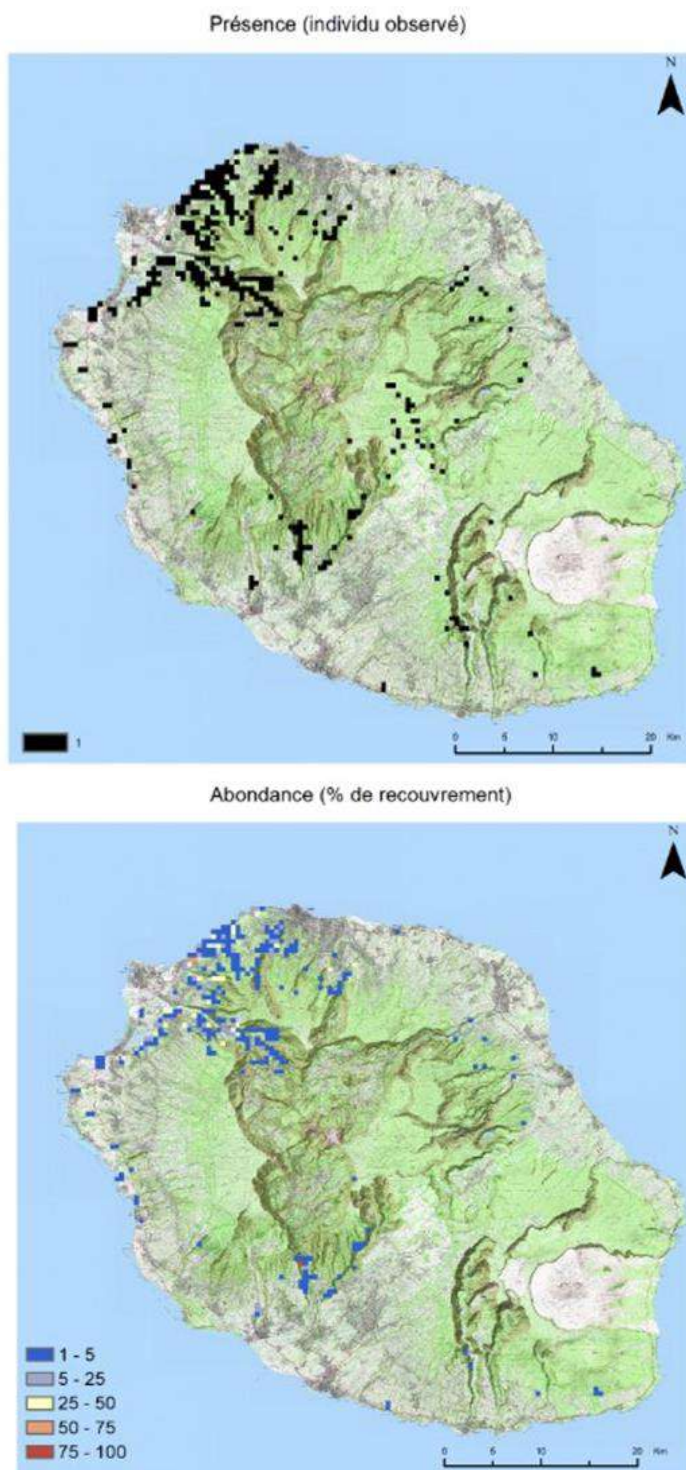
Tableau 1 : Liste des EEE cartographiées et de leur indice d'invasibilité

ID	Nom	Indice d'invasibilité	ID	Nom	Indice d'invasibilité
1	<i>Acacia auriculiformis</i>	4	40	<i>Cytisus scoparius</i>	(X)
2	<i>Acacia dealbata</i>	4	41	<i>Delairea odorata</i>	2P
3	<i>Acacia mangium</i>	2P	42	<i>Desmanthus virgatus</i>	3
4	<i>Acacia mearnsii</i>	5	43	<i>Desmodium incanum</i>	3+
5	<i>Acacia melanoxylon</i>	2P	44	<i>Desmodium intortum</i>	4
6	<i>Acer pseudoplatanus</i>	2P	45	<i>Dianella ensifolia</i>	1
7	<i>Adenia gummifera</i>	2P	46	<i>Dichrostachys cinerea</i>	5
8	<i>Ageratina riparia</i>	5	47	<i>Dieffenbachia seguine</i>	2P
9	<i>Albizia lebeck</i>	4	48	<i>Diospyros digyna</i>	4
10	<i>Alectryon ferrugineum</i>	2	49	<i>Duranta erecta</i>	2
11	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	5	50	<i>Ehretia cymosa</i>	3+
12	<i>Antigonon leptopus</i>	3	51	<i>Eichornia crassipes</i>	5
13	<i>Ardisia crenata</i>	5	52	<i>Entada rheedii</i>	4
14	<i>Artocarpus heterophyllus</i>	2	53	<i>Erigeron karvinskianus</i>	5
15	<i>Azadirachta indica</i>	2P	54	<i>Eriobotrya japonica</i>	4
16	<i>Azolla filiculoides</i>	2P	55	<i>Eucalyptus citriodora</i>	(X)
17	<i>Begonia rex</i>	4	56	<i>Eucalyptus robusta</i>	2
18	<i>Biancaea decapetala</i>	4	57	<i>Falcataria moluccana</i>	4
19	<i>Bignonia magnifica</i>	(X)	58	<i>Ficus benjamina</i>	2
20	<i>Bocconia frutescens</i>	3+	59	<i>Flacourtia indica</i>	5
21	<i>Boehmeria penduliflora</i>	5	60	<i>Fraxinus floribunda</i>	4
22	<i>Bridelia micrantha</i>	4	61	<i>Fuchsia boliviana</i>	4
23	<i>Buddleia davidii</i>	(X)	62	<i>Fuchsia magellanica</i>	5
24	<i>Calophyllum soulattri</i>	4	63	<i>Furcraea foetida</i>	5
25	<i>Canavalia gladiata</i>	(X)	64	<i>Galium aparine</i>	2P
26	<i>Carallia brachiata</i>	3+	65	<i>Grevillea banksii</i>	3+
27	<i>Cassutha filiformis</i>	(X)	66	<i>Grevillea robusta</i>	3+
28	<i>Casuarina equisetifolia</i>	5	67	<i>Hebe salicifolia</i>	2P
29	<i>Cedrela odorata</i>	2P	68	<i>Hedera helix</i>	5
30	<i>Cenchrus purpureus</i>	3	69	<i>Hedychium gardnerianum</i>	5
31	<i>Cinchona officinalis</i>	3+	70	<i>Hiptage benghalensis</i>	5
32	<i>Cinnamomum verum</i>	2P	71	<i>Holcus lanatus</i>	4
33	<i>Cissus quadrangularis</i>	(X)	72	<i>Hylocereus undatus</i>	3+
34	<i>Clidemia hirta</i>	5	73	<i>Hypochaeris radicata</i>	5
35	<i>Coccinia grandis</i>	3	74	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	2
36	<i>Cocculus orbiculatus</i>	4	75	<i>Jasminum polyanthum</i>	(X)
37	<i>Cordia africana</i>	3	76	<i>Justicia betonica</i>	2
38	<i>Cortaderia selloana</i>	2P	77	<i>Justicia gendarussa</i>	4
39	<i>Cyperus involucratus</i>	5	78	<i>Lagenaria sphaerica</i>	3
79	<i>Lantana camara</i>	5	121	<i>Rivina humilis</i>	4
80	<i>Lantana strigocamara</i>	5	122	<i>Robinia pseudoacacia</i>	2P
81	<i>Leucaena diversifolia</i>	4	123	<i>Rubus alceifolius</i>	5

ID	Nom	Indice d'invasibilité	ID	Nom	Indice d'invasibilité
82	<i>Leucaena leucocephala</i>	5	124	<i>Salvinia molesta</i>	2P
83	<i>Ligustrum lucidum</i>	2P	125	<i>Sannantha virgata</i>	2P
84	<i>Ligustrum ovalifolium</i>	4	126	<i>Sapindus saponaria</i>	2P
85	<i>Ligustrum robustum</i>	5	127	<i>Schefflera actinophylla</i>	2P
86	<i>Ligustrum sinense</i>	2P	128	<i>Schefflera arboricola</i>	2P
87	<i>Litsea glutinosa</i>	5	129	<i>Schinus terebinthifolia</i>	5
88	<i>Litsea monopetala</i>	2P	130	<i>Searsia longipes</i>	5
89	<i>Lonicera japonica</i>	5	131	<i>Senecio tamoides</i>	3+
90	<i>Lophospermum erubescens</i>	4	132	<i>Sesbania bispinosa</i>	3
91	<i>Lygodium microphyllum</i>	2	133	<i>Sierula ruidosperma</i>	2
92	<i>Magnolia champaca</i>	4	134	<i>Solanum mauritianum</i>	5
93	<i>Mangifera indica</i>	3+	135	<i>Spathodea campanulata</i>	3+
94	<i>Melaleuca quinquenervia</i>	2	136	<i>Sphaeropteris cooperi</i>	4
95	<i>Merremia peltata</i>	(X)	137	<i>Sphagneticola trilobata</i>	2P
96	<i>Mimosa diplotricha</i>	3	138	<i>Strobilanthes hamiltonianus</i>	5
97	<i>Mucuna pruriens</i>	3	139	<i>Strophanthus boivinii</i>	2P
98	<i>Murraya paniculata</i>	4	140	<i>Swietenia mahagoni</i>	2P
99	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	2P	141	<i>Syzygium aromaticum</i>	2
100	<i>Odontonema cuspidatum</i>	2P	142	<i>Syzygium jambos</i>	5
101	<i>Odontonema tubaeforme</i>	1	143	<i>Tabebuia heterophylla</i>	2P
102	<i>Operculina turpethum</i>	2P	144	<i>Tadehagi alatum</i>	3
103	<i>Opuntia ficus-indica</i>	3+	145	<i>Tecoma stans</i>	5
104	<i>Pandorea jasminoides</i>	2P	146	<i>Tetrapanax papyrifer</i>	4
105	<i>Panicum maximum</i>	(X)	147	<i>Thunbergia laurifolia</i>	(X)
106	<i>Passiflora molissima</i>	5	148	<i>Thysanolaena latifolia</i>	3+
107	<i>Passiflora tarminiana</i>	5	149	<i>Tibouchina urvilleana</i>	5
108	<i>Passiflora tripartita</i>	5	150	<i>Trema orientalis</i>	4
109	<i>Persicaria chinensis</i>	4	151	<i>Ulex europaeus</i>	5
110	<i>Phytolacca americana</i>	3+	152	<i>Urochloa maxima</i>	4
111	<i>Pistia stratiotes</i>	5	153	<i>Vachelia farnesiana</i>	3
112	<i>Pleroma urvilleanum</i>	5			
113	<i>Pluchea rufescens</i>	3+			
114	<i>Podranea ricasoliana</i>	2P			
115	<i>Polysphaeria multiflora</i>	2			
116	<i>Pontederia crassipes</i>	5			
117	<i>Porophyllum ruderale</i>	2			
118	<i>Prosopis juliflora</i>	5			
119	<i>Psidium cattleianum</i>	5			
120	<i>Rhus longipes</i>	5			

Indice d'invasibilité	
	Très envahissante
	Moyennement envahissante
	Envahissante

Les cartes produites se présentent de la façon suivante (Fig.3) :



***Hiptage bengalensis* (résolution = 500)**

Groupe de travail sur la Priorisation spatiale des actions de lutte

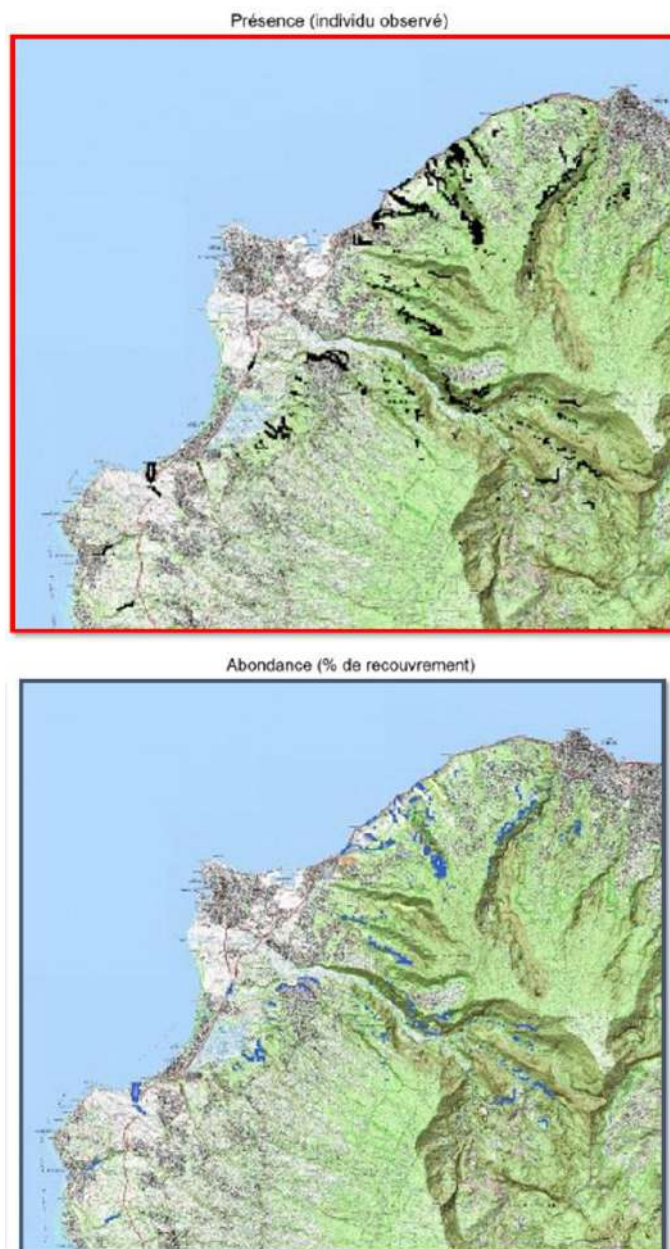
Sources : CBNM, CIRAD, DEAL, Département Réunion, ONF, PNRUN, UR

Contacts : Mathieu ROUGET, CIRAD (mathieu.rouget@cirad.fr),
Cédric AJAGUIN SOLEYEN, CIRAD (cedric.ajaguinsoleyen@cirad.fr)
Version 2 : Octobre 2021

Figure 3 : Carte de présence et d'abondance de *Hiptage bengalensis* à La Réunion

Sur la première carte (présence), il est représenté les observations de la plante. Sur la seconde carte (abondance), il est représenté le recouvrement de la plante par un gradient de couleur correspondant à des classes de recouvrement.

Ici, le terme de résolution correspond au choix de la surface d'échantillonnage choisie, une résolution de 500 correspond à une maille de 500m x 500m, soit 25 ha. Cette fonctionnalité permet de gagner en précision dans l'affichage des localisations lors des zooms (Fig 4).



Groupe de travail sur la Priorisation spatiale des actions de lutte

Sources : CBNM, CIRAD, DEAL, Département Réunion, ONF, PNRUN, UR

Contacts : Mathieu ROUGET, CIRAD (mathieu.rouget@cirad.fr),
Cédric AJAGUIN SOLEYEN, CIRAD (cedric.ajaguinsoleyen@cirad.fr)

Figure 4 : Carte de présence et d'abondance de *Hiptage bengalensis* à La Réunion (zone ouest)

5. Discussion et conclusion :

La conception des deux modèles a été menée à son terme et les deux modèles sont désormais finalisés et opérationnels.

Même si visuellement les deux modèles de spatialisation des EEE demeurent complexe dans leur aspect, leur utilisation est accessible et simple d'emploi.

Lors de la conception des deux modèles, leur flexibilité avait son importance, la possibilité d'actualiser les bases de données par l'ajout de nouvelles données est facilité, tout comme un portage des données issues des modèles vers d'autres plateformes de géolocalisation. Il en est de même pour leur prise en main, par la possibilité de choix paramétrables (nom de l'espèce, choix de la résolution, emplacement sauvegarde) et du traitement de masse (liste d'espèces).

Concernant les limites de ces modèles, les données mutualisées sont le résultat de plusieurs décennies de collectes sur le terrain à des pas de temps différents. Il est fort possible que certaines cartes de spatialisation présentent des écarts avec la réalité actuelle du terrain, il y a une nécessité à réactualiser certaine zone afin d'améliorer la justesse de ces cartes pour certaines EEE. Autre limite, certaines EEE sont référencées dans les jeux de données partenaires mais ne présentent pas d'observations spatialisées, ce qui est le cas par exemple des EEE suivantes : *Acacia melanoxylon*, *Eichornia crassipes*, *Sannantha virgata*. Une trentaine de EEE sont concernées, ce qui impacte la génération de cartes, principalement la conversion en format Tiff.

Néanmoins, ces cartes constituent une base pertinente de la représentation et de la répartition des fronts d'invasion des EEE dans le Bien Naturel de La Réunion.

En termes de perspective et de valorisation, l'un des objectifs majeurs du GT priorisation est le partage de l'information et des idées de réflexion portant sur la problématique des EEE à La Réunion entre participants/membres du GT. En tant que livrable, la mise à disposition de ces cartes s'inscrit pleinement dans cette démarche et répond à cet objectif.

Autre piste de valorisation, ces cartes, de par l'information qu'elles affichent, peuvent servir d'aide à la décision, notamment dans la programmation et la mise en place de chantiers de lutte contre les EEE et permettre de définir les zones dites prioritaires d'action de lutte.

Pour conclure, ces cartes de spatialisation des EEE répondent à un souhait fort des acteurs, des gestionnaires et des financeurs de la conservation et de la préservation du Bien Naturel de La Réunion car celles-ci permettent de dresser un état des lieux de la situation et l'avancée des EEE que l'on peut assimiler à une photographie à l'instant T de l'état actuel de cet espace naturel. Le futur de ces cartes devrait se tourner vers la modélisation selon divers paramètres (altitude, climat, activités humaines, etc.), l'objectif à moyen terme étant de prédire les divers scénarii d'évolution de l'invasibilité des EEE au sein du Bien Naturel de La Réunion.

Remerciements :

Nous tenons à remercier l'ensemble des membres du GT et notamment les partenaires qui ont mis à disposition les données :

- le Parc national de La Réunion (PNRun) ;
- l'Office National des Forêts (ONF) ;
- le Conservatoire Botanique National de Mascarin (CBNM) ;
- la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DEAL Réunion).



Suivi de la population d'*Epinephelus merra* sur les platiers récifaux de La Réunion, 12 ans de données. Peut-on réviser les méthodes et le plan d'échantillonnage d'un suivi à long terme ?

Tévamie RUNGASSAMY, Marine DEDEKEN & Mathieu PINAULT ¹

1. Contextes et objectifs

1.1 Contexte :

Epinephelus merra, nommée localement "macabit", est l'une des espèces de mérous à taches hexagonales présente à La Réunion. Cette petite espèce, ne dépassant pas 32 cm, représenterait pourtant environ 40% des captures de pêche à la gaulette, pratiquée sur les platiers récifaux de l'île (Fleury et Cadet, 2010). Elle possède, de ce fait, une très forte valeur patrimoniale et représente depuis peu la RNNMR sous l'effigie de sa mascotte "Tony le macabit". Par ailleurs, cette espèce "bio indicatrice" ne vit pratiquement que sur les platiers à Acropores branchus des côtes ouest et sud-ouest de l'île ; habitat aujourd'hui fortement menacé par le développement des bassins versants (pressions directes et indirectes) et par le changement climatique (blanchissement des coraux suite au réchauffement des eaux). La gestion durable des populations d'*E. merra* dépend donc étroitement, et de manière indissociable, de la conservation de ses habitats de prédilection et de la gestion adaptée de ses stocks d'individus exploitables par la pêche traditionnelle à pied de loisirs. Chaque année, depuis 2008, le GIP-RNNMR met en œuvre le programme POPMER (Etude spatiotemporelle de la POPulation d'*Epinephelus MERra*), dédié au suivi des populations de l'espèce (nombre d'individus et tailles individuelles) au sein de son habitat (catégories benthiques, formes coralliennes, variables environnementales), sur un total de 90 stations situées majoritairement dans le périmètre de la Réserve Naturelle Nationale Marine de La Réunion, mais intégrant le platier de Saint Pierre, situé en dehors de ces limites, au sein de zones de réglementations plus ou moins restrictives en matière de pêche. Les résultats du suivi de la pêche traditionnelle à pied de loisirs, acquis en partenariat avec l'IFREMER (PECHTRAD), montrent une certaine stabilité des indices de capture par unité d'effort (CPUE) pour la pêche à la gaulette au niveau de l'Ermitage-La Saline tandis que de récentes analyses préliminaires (com pers Rungassamy, 2020) révèlent un "effet réserve" significatif sur l'espèce, caractérisé par des individus plus gros et plus nombreux en zones de restriction maximale (sanctuaire). Cependant, à l'exception de ces premiers résultats prometteurs, le programme POPMER n'a pu bénéficier d'aucun projet spécifique, dédié à l'analyse et à l'interprétation de son jeu de données. Aujourd'hui, à l'issue de 13 années d'acquisition d'une donnée de qualité par le personnel de la RNNMR, le projet de valorisation des données du programme POPMER a pour objectif d'analyser, à un niveau "expert", le jeu de données disponible dans le triple but de :

- Mieux connaître l'écologie et les mécanismes de

régulation des populations de macabit,

- Rechercher les liens entre indices populationnels et caractéristiques environnementales,
- Définir des indicateurs adaptés à la gestion des populations de macabit.

Ce projet permettra, en outre, à l'équipe de la RNNMR de disposer de la puissance statistique nécessaire à la révision des méthodes et de la stratégie d'échantillonnage du programme POPMER. Il s'inscrit ainsi dans une logique de valorisation et d'optimisation des suivis scientifiques réalisés en interne par l'équipe gestionnaire, fort enjeu du deuxième plan de gestion de la RNNMR.

1.2 Objectif :

L'objectif principal consiste à valoriser et optimiser le protocole du programme POPMER à travers l'analyse et l'interprétation de ses données.

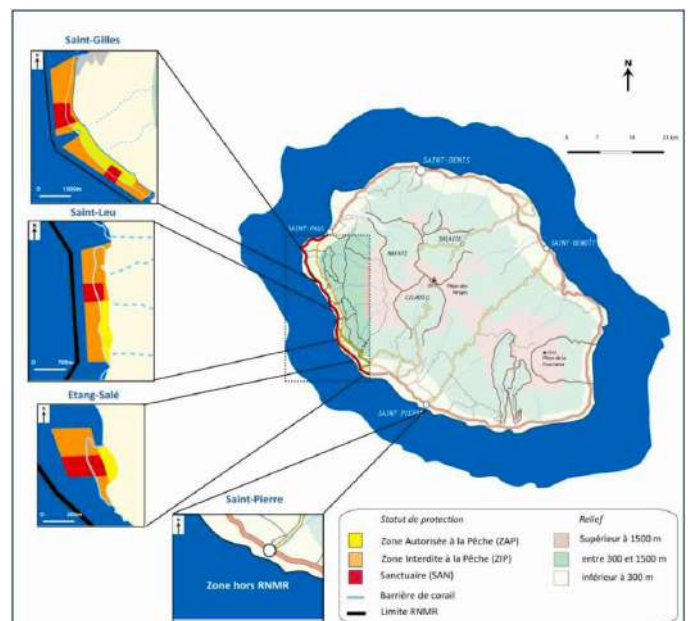
1.3 Aire d'étude :

L'aire d'étude, située entre Saint-Gilles au nord et Saint-Pierre au sud, comprend un linaire côtier total d'environ 10,5 km, distribué au sein de 4 secteurs récifaux de l'île :

- St-Gilles - La Saline : 6,5 km ;
- St Leu : 2,0 km ;
- Étang Salé : 0,5 km ;
- St Pierre : 1,5 km.

Parmi ces secteurs, seul St Pierre est en dehors des limites de la Réserve Naturelle Nationale Marine de La Réunion (décret de création n°2007-236 et décret modificatif n°2014-542). Les autres secteurs regroupent différentes réglementations régissant les "usages pêche" au sein de la RNNMR :

- les Zones Autorisées à la Pêche professionnelle et de loisir (ZAP – en vert sur la Fig. 1, incluant St Pierre) ;
- les Zones Interdites à la pêche (ZIP – en orange) ;
- les Zones Sanctuaires (SAN – en rouge).



¹GIP Réserve Naturelle Nationale Marine de la Réunion

Figure 1 : Carte des complexes récifaux de La Réunion présentant la sectorisation de l'aire d'étude et la réglementation de l'usage pêche (Moullec, 2011) – Tableau : distribution des stations par type de réglementation et par secteur.

Le suivi POPMER concerne spécifiquement l'ensemble épi-récifal des récifs frangeants de l'île de La Réunion (Fig. 2), c'est-à-dire la zone située entre les premières formations bio construites, faisant suite, vers le large, à l'ensemble post-récifal, à dominance sableuse, jusqu'à l'ensemble fronto-récifal, en limite d'accessibilité par un nageur à partir de la côte.



Figure 2 : Schéma de la géomorphologie du récif frangeant de La Réunion et photographie aérienne (Moullec, 2011).

Cet ensemble épi-récifal est principalement composé de substrats durs, colonisés par des peuplements coralliens plus ou moins denses et diversifiés en fonction de l'état de conservation du milieu, et de débris coralliens grossiers, caractéristiques de l'habitat d'*Epinephelus merra* (Fig. 3).

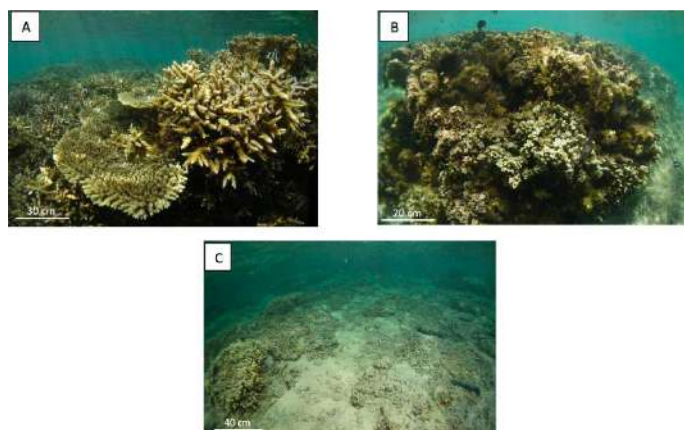


Figure 3 : Photographies de différents états de conservation de l'espace épi-récifal des récifs frangeants de La Réunion – A : Très bon état de santé ; B : État de santé partiellement dégradé, C : État de santé dégradé (Atllan et al., 2019).

2. Matériel et méthodes :

2.1 Echantillonnage et bancarisation des données

Chaque année depuis 2008 (13 ans) l'estimation de la densité d'*E. merra* et de la structure de taille de sa population, ainsi que le recueil des conditions environnementales rencontrées durant l'échantillonnage (marée, vent, agitation, heure, etc.), sont réalisées par l'équipe de la RNNMR sur un total de 90 stations, positionnées selon le plan d'échantillonnage de la figure 4, en appliquant la méthode du Belt Transect sur une surface de 40 m² (secteur de 20 x 2 m). Les stations sont localisées par GPS et un ruban gradué est déroulé de manière à reposer sur un habitat composé majoritairement de substrats durs et de débris coralliens

grossiers (en évitant la dépression d'arrière récif, à dominance sableuse – ensemble post-récifal). Après la pose, un laps de temps de 5 minutes est observé afin de permettre aux individus qui ont fui de réintégrer leur habitat.

L'échantillonnage est réalisé dans un créneau horaire allant de 9h00 à 16h00. Cette période de la journée correspond à un intervalle de temps pendant lequel l'abondance des individus est la plus homogène (Florusse et Stromboni, 2007).

Sur chaque station, parallèlement aux comptages d'*E. merra*, l'habitat est décrit le long d'un Line Intercept Transect, fournissant des informations sur les catégories benthiques situées à la verticale d'un ruban gradué de 20 m de long. Les catégories benthiques recensées sont rassemblées en groupes taxonomiques et/ou fonctionnels (Tab. 1), afin d'éviter les catégories rares (inexploitables statistiquement autrement qu'en présence ou absence) et de simplifier l'échantillonnage *in situ* (maîtrise du temps d'échantillonnage autour de 30 min).

Les stations sont réparties entre zones de réglementations distinctes des usages, notamment de la pêche.

40 stations en Zone Autorisée à la Pêche (ZAP)

- o 2 à Saint-Gilles – Ermitage ;
- o 8 à La Saline ;
- o 10 à Saint-Leu ;
- o 10 à Etang Sale ;
- o 10 à Saint Pierre.

20 stations en Zone Interdite à la Pêche (ZIP)

- o 10 à Saint-Gilles – Ermitage ;
- o 0 à La Saline ;
- o 10 à Saint-Leu ;
- o 0 à Etang Sale ;
- o 0 à Saint Pierre.

30 stations en Zone Sanctuaire (SAN)

- o 10 à Saint-Gilles – Ermitage ;
- o 10 à La Saline ;
- o 10 à Saint-Leu ;
- o 0 à Etang Sale ;
- o 0 à Saint-Pierre.

2.3 Analyse des données:

Les GLMs (Generalized Linear Models) sont des extensions des modèles linéaires qui permettent de prendre en compte des données non normales à l'aide d'une distribution des erreurs suivant d'autres lois que la loi normale. Dans la présente étude en raison de la forme des données, les lois binomiales négative (négative binomial) et binomiale négative avec valeurs nulles augmentées (zeroinflated negative binomial) ont été utilisées.

Des tests d'hypothèses sur les modèles linéaires généralisés (GLM) (Venables et Ripley, 2013) ont été réalisés pour comparer les groupes de données entre eux et ceci a été réalisé à l'aide de comparaisons multiples (Hothorn et al., 2008). Tout le traitement des données a

été réalisé sous R avec les modules MASS (Venables et Ripley, 2013) et multcomp (Hothorn *et al.*, 2008).

3. Résultats et Discussions :

3.1 Influence des variables environnementales sur les populations de macabît

Les variables environnementales (prédictives) sont :

- la localisation des stations
- les cycles naturels
- la météo et l'état de la mer
- la réglementation de pêche
- l'habitat

Les ichtyologiques (réponses) sont :

- la taille*
- l'abondance*
- la biomasse

* Valeurs mesurées *in situ* pour l'espèce *E. merra*

Les premières analyses réalisées sur le jeu de données POPMER visent à estimer la contribution relative de chaque variable prédictive à la variance des données d'abondance, de taille et de biomasse d'*E. merra* (les réponses ichtyologiques). Pour ce faire, des analyses de variances (GLM et LM) ont été réalisées, tout d'abord à un seul facteur, puis en intégrant l'ensemble des facteurs significatifs et leurs interactions dans un modèle unique multivarié.

Un exemple : Effet des variables géographiques sur les populations de macabît.



La figure ci-dessus représente les principaux résultats des modèles réalisés sur les données d'abondance, de taille moyenne et de biomasse, soumises à l'influence simultanée de quatre variables géographiques.

* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$; NS : Non significatif (MAREX, 2021).

Ces quatre variables sont : Le secteur récifal (St Gilles, La Saline, Saint Leu, Etang-Salé, Saint Pierre), La distance au front récifal (0-80 m, 81-160 m, 161-350 m), La distance à la ravine la plus proche (0-300 m, 301-600 m, 601-2500 m), La profondeur (0-50 cm, 51-90 cm, 91-250 cm).

Les variables géographiques (prédictives) significatives (secteur et distance au front récifal), expliquent respectivement 12% et 5% de la variance totale des abondances et des biomasses d'*E. merra*. En revanche, leur contribution à la variance des tailles moyennes n'est pas significative.

Le même travail est effectué sur l'ensemble des autres variables environnementales :

- les cycles naturels : campagne (2008 à 2020), période de l'année, période de la journée, cycle des marées ;

- les influences météorologiques et océaniques : agitation du milieu, vent, courant, ensoleillement, visibilité ;
- l'efficacité de la réglementation des pêches : zones autorisées à la pêche (zap), zones interdites à la pêche (zip), zones sanctuaires (san) ;
- la dépendance à l'habitat, avec :

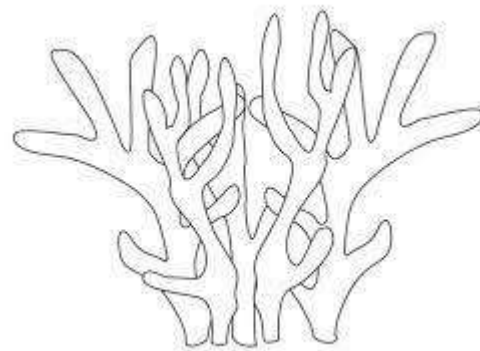
Les catégories biotiques : les coraux acropores, les coraux non acropores, les algues gazonnantes, les algues calcaires, les autres organismes benthiques ;

Les catégories abiotiques : le sable, les débris coralliens, la dalle rocheuse.

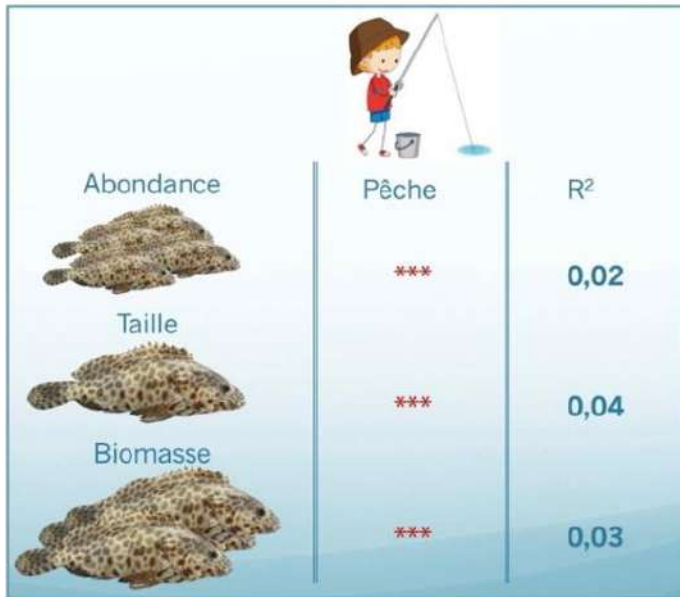
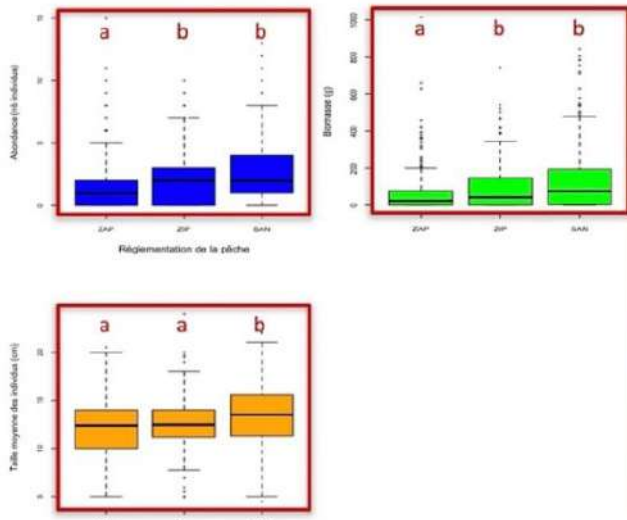
L'estimation de la contribution relative de chaque variable prédictive aux réponses ichtyologiques, révèle des variations populationnelles naturelles d'*E. merra*, sur les platiers récifaux de La Réunion, en partie déterminées par la répartition géographique des stations d'observation et des cycles naturels, agissant à diverses échelles temporelles sur les mécanismes de régulation de l'écosystème. Ces variations sont également sous l'influence probabiliste de la survenue de phénomènes météorologiques récurrents (houle, vent) et d'évènements climatiques paroxysmaux (cyclone, blanchissement, coulée de boue, etc.). L'espèce entretient également un lien de dépendance complexe avec son habitat, sa population évoluant de pair avec la vitalité des coraux acropores, qui constituent sa niche écologique de prédilection, et l'état de santé général de l'écosystème récifal, qui participerait à la détermination de la balance sélective entre espèces pionnière et spécialistes.

3.2 Influence de la réglementation des pêches sur les populations de macabît

La population d'*E. merra* n'est pas uniquement régulée par des mécanismes écologiques et mésologiques naturels. Cette espèce, d'intérêt halieutique noble, est également très appréciée des pêcheurs traditionnels, qui en prélèvent un grand nombre chaque année à la gaulette. Cette pêche, ciblée sur les plus grands spécimens (> 12-14 cm), a une action forte sur les tailles moyennes des individus recensés et donc, sur le sex-ratio des populations reproductrices (espèce protogyne : < 18 cm = juvénile ; 18-21 cm = femelle ; > 21 cm = male. In Bhandari *et al.*, 2003).



Réglementation des pêches



La figure ci-dessus représente les résultats des modèles réalisés sur les données d'abondance, de taille moyenne et de biomasse, soumises à l'influence de la réglementation des pêches. $a < b < c$. * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$; NS : Non significatif (MAREX, 2021).

Il a été montré que des réglementations distinctes des pêches, au sein et en dehors de la RNNMR, influençaient notamment les classes de tailles des populations observées et que la réglementation la plus restrictive, appliquée au sein des zones sanctuaires (SAN), fournissait les résultats les plus probants en matière de conservation de l'espèce.

3.3 Tendances évolutives des populations de macabité depuis 2008

Les rapprochements, déterministes et probabilistes, entre état des populations, environnement et gestion des usages sont d'une importance capitale dans un objectif de caractérisation et de hiérarchisation des facteurs d'influence. Il s'agit cependant d'une photographie statique de ces interactions.

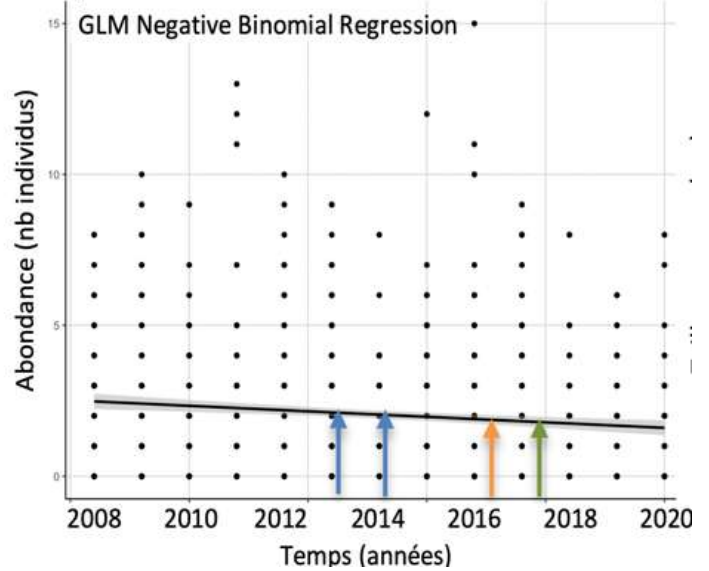
L'analyse temporelle des données laisse apparaître que ce sont les secteurs initialement les plus riches (Étang Salé et Ermitage) qui présentent les cinétiques de réduction les plus rapides, ce qui va dans le sens de

l'hypothèse d'une évolution non linéaire des abondances et biomasses d'*E. merra*, allant d'une diminution d'abord rapide, lorsque le stock est préservé, à une stabilisation vers des valeurs très basses, comprises entre 0 et 2,5 indiv/100 m² pour les abondances et 0 et 1,5 g/m² pour les biomasses.

Abondance d'*E. merra* en fonction du temps

$$R^2 = 0.01436193$$

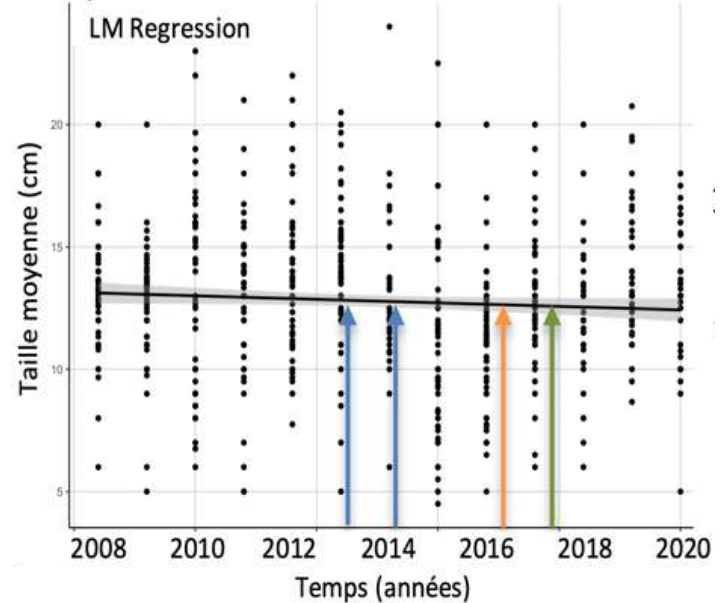
$$p\text{-value} = 3.644e-05 \text{ ***}$$



Taille moyenne d'*E. merra* en fonction du temps

$$R^2 = 0.004244564$$

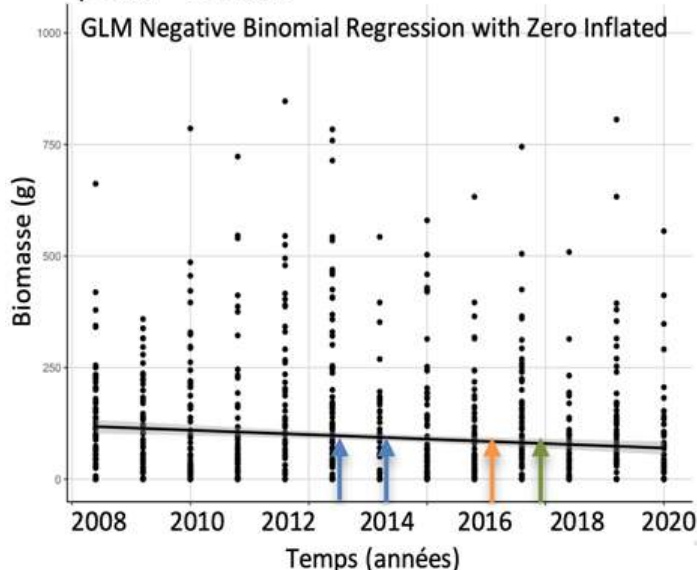
$$p\text{-value} = 0.07876$$



Biomasse d'*E. merra* en fonction du temps

$R^2 = 0.006830227$

$p\text{-value} = 0.004171 **$



Tendance évolutive des abondances, tailles moyennes et biomasses d'*E. merra* en 13 ans de suivi POPMER. Flèches bleues : cyclone Dumile (01/2103), cyclone Bejisa (01/2014). Flèche orange : blanchissement corallien (04/2016). Flèche verte : coulée de boue de St Leu (04/2017). * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$ (MAREX, 2021).

Le fait que cette dynamique ne soit pas plus rapide en SAN qu'en ZIP et ZAP tend à indiquer que la politique de protection est respectée. Dans le cas contraire, bien qu'il s'agisse d'une pêche de loisir, l'effort de prélèvement serait concentré sur les zones les plus riches et les zones les plus pauvres tendraient à se stabiliser vers des valeurs proches de la limite de rentabilité d'exploitation (surexploitation "économique" – Adam, 1968 ; Pauly, 1994). En outre, les analyses précédentes montrent un lien très significatif entre statut de protection et tailles moyennes des individus, ce qui ne semble pouvoir être expliqué par aucun autre facteur que le statut de protection (pas d'interaction significative avec les autres facteurs). Dans ce contexte, il est probable que la diminution parallèle des abondances et des biomasses d'*E. merra* en SAN, ZIP et ZAP soit le fait d'une dégradation généralisée de l'habitat.

L'analyse temporelle des données permet de d'estimer que la population d'*E. merra* pourrait être extrêmement réduite à partir de 2040-2050. Il convient cependant de rester très prudent quant à la fiabilité de ces estimations

4. Conclusion

Le suivi POPMER constitue une série inédite à La Réunion avec plusieurs milliers d'observations. Si ce dernier a été créé dans un premier temps pour mieux connaître l'espèce, il s'avère qu'elle répond aujourd'hui à de nouvelles problématiques permettant d'évaluer l'état du milieu et l'effet réserve. La grande quantité de données accumulées par campagne permet une puissance statistique élevée, capable de supporter des modèles complexes, multifactoriels, nécessaires à l'isolement des

liens pressions-impact.

En combinant ce suivi de fréquence annuelle aux événements climatiques paroxysmaux référencés, il nous est possible de hiérarchiser des pressions erratiques et leurs effets (cyclones, blanchissements, glissements de terrains ...) immédiats et à long terme.

Ce suivi permet donc, d'une part, de contrôler l'efficacité des mesures de gestion de pêche dans l'espace et le temps, de suivre la structure démographique des populations, de suivre à fine échelle l'état de santé des platiers de l'île, d'analyser sur le long terme l'évolution de la structure des peuplements benthiques et de rechercher les liens de causalité entre pressions et impacts écologiques.

L'acquisition de certaines informations complémentaires, lors de la réalisation des suivis à venir, tels que la présence de maladies (exemples exophtalmies ...) ou encore le suivi des autres espèces de mérou, permettrait de préciser l'état de santé des populations et les interactions interspécifiques.



Bilan des 10 ans de suivi de la dynamique de recolonisation des espèces indigènes et exotiques (Massif des Hauts-Sous-le-Vent, de la Roche Ecrite et du Volcan)

Guillaume PAYET¹ & Vincent HOARAU¹

1. Introduction

Les grands incendies survenus sur les massifs du Volcan, des Hauts de l'Ouest et de la Roche Écrite en 2006, 2010, 2011 et 2013 ont dévasté des surfaces considérables du patrimoine naturel réunionnais, classé en grande partie dans le cœur du parc national de La Réunion et inscrit sur la liste du patrimoine mondial de l'UNESCO. Bien que fréquemment observés lors de ces dernières décennies (un grand incendie majeur tous les dix ans), ces phénomènes violents restent toutefois méconnus des gestionnaires et scientifiques qui cherchent le meilleur moyen d'assurer la conservation à court, moyen et long terme des habitats indigènes de l'étage altimontain (1800m – 3000m altitude).

Dans l'objectif d'améliorer la compréhension des impacts des incendies et d'identifier des priorités de réhabilitation des zones brûlées, de nombreuses études ont été réalisées. Un dispositif de suivi scientifique a été mis en place depuis maintenant 10 ans par le Parc national de La Réunion sur ces secteurs impactés. Les tendances qui se dégagent sur ce pas de temps mettent en exergue des impacts variables sur ces différents secteurs. Si la plupart des espèces indigènes et endémiques caractéristiques de ces habitats d'altitude affichent un potentiel de régénération naturelle encourageant, il est à noter que les espèces exotiques envahissantes, qui pour la plupart sont pyrophiles, ont considérablement investi les espaces incendiés. Dans certains secteurs, plus que d'autres, certaines ont vu leurs aires de répartition doubler de surface en peu de temps. C'est le cas notamment de certaines graminées exotiques et surtout de l'ajonc d'Europe, fléau avéré et terreur n°1 depuis maintenant plus de trente ans des Sophoraies, Pelouses altimontaines, Tamarinaies et des gestionnaires (notamment ONF et PNRUN) qui mènent une lutte illusoire et sans équivalent contre cette espèce.

Bien qu'un consensus général de lutte contre ces nuisibles émerge, ces opérations sont aujourd'hui plus que jamais conditionnées par des moyens humains et financiers de plus en plus limités. Depuis les événements tragiques, grâce aux nombreux retours d'expériences des différents acteurs de gestion et à l'actualisation des résultats de suivis scientifiques, des priorités de gestion se dégagent chaque année pour tenter de limiter la prolifération des espèces exotiques envahissantes. Dans ces milieux placés au cœur des préoccupations des gestionnaires, ces priorités prennent compte des facteurs liés à la dynamique d'évolution de ces habitats d'altitude, de régénération des espèces indigènes et exotiques, des enjeux de conservation de faune et de flore emblématiques, mais aussi des contraintes de gestion

(éloignement des zones envahies, accessibilité). Ce dans l'unique but de retrouver dans l'avenir, des habitats indigènes les plus semblables possible à ceux qui existaient avant l'arrivée de l'Homme.

2. Matériel et Méthodes

Les sites d'étude concernent le site du Maïdo, sur la partie Nord du massif forestier des Hauts de l'Ouest, ou Hauts-sous-le-vent et le massif de la Roche-Ecrite. Dans l'objectif de suivre l'évolution de la régénération spontanée après feux, un dispositif de suivi a été initié en septembre 2011 au Maïdo (soit 10 mois après l'incendie d'octobre 2010), sur l'habitat le plus impacté par l'incendie (Tamarinaie de planèze à *A. heterophylla* et *E. reunionensis*) et en 2013 sur le massif de la Roche-Ecrite (soit 7 ans après l'incendie de novembre 2006). En prenant en compte 2 niveaux de manifestations des feux (feu de surface et feu de profondeur), 2 niveaux d'impact du feu (impact faible et fort) ont été considérés. 4 placettes de 10m x 10m ont été matérialisées et géolocalisées pour chaque degré d'impact (+ témoin), soit au total 12 placettes (1 200m²). Ce dispositif s'est ensuite élargi à 12 placettes supplémentaires sur les zones brûlées en 2011. Il était important que la méthodologie mise en place permette d'évaluer les capacités de régénération des espèces indigènes et exotiques en fonction de l'impact de l'incendie, et aussi d'orienter le gestionnaire, à moyen et long terme, notamment dans les actions de lutte contre les espèces invasives. Les questions de recherche sont les suivantes :

- Quel est l'impact du feu sur la régénération naturelle ?
- Quelle est la dynamique de recolonisation végétale post-incendie ?
- Quelle est la proportion relative des plantes indigènes par rapport aux plantes exotiques ?

2.1 Les observations

Les placettes ont fait l'objet d'un suivi exhaustif de la dynamique de recolonisation tous les 6 mois lors des 2 premières années suivants les feux puis 1 fois par an. Avant chaque suivi, des photos des placettes ont été prises en prenant des repères remarquables comme appui (gros arbres mort, sentier, etc). La végétation de l'étage altimontain étant composée essentiellement de fourrés et de prairies, trois strates ont été considérées pour les suivis : la strate arbustive haute (a1) caractérisée par la présence de vieux individus de Tamarins des hauts et de Branle vert principalement, la strate arbustive basse (a2) et la strate herbacée (h). L'ensemble des espèces présentes ont ensuite été relevées pour chaque strate. La présence de rejet de souche ou de semis a été prise en compte le cas échéant. Les indices d'abondance-dominance et de % de recouvrement de chaque espèce

¹ Parc national de La Réunion

ont été notés pour chaque espèce et pour chaque strate à partir des coefficients d'abondance-dominance (AD) de Braun-Blanquet *et al.* (1952).

2.2 Traitement des données et analyses statistiques

Les données récoltées lors des suivis ont été notés dans une base de données sous Excel. Afin de caractériser la composition floristique des différentes zones, la richesse spécifique ainsi que le recouvrement relatif sont comparés par impacts (pas, faible, fort) et selon le statut des espèces (indigènes ou exotiques). La dynamique de recolonisation du milieu est décrite par l'analyse de la variation de la richesse spécifique et du recouvrement en fonction du temps. Les coefficients d'abondance-dominance (AD) de Braun-Blanquet *et al.* (1952) sont semi-quantitatifs (présence de + et de i). Pour les traiter, il a été nécessaire de les remplacer par des valeurs quantitatives définies par Dufrene (2003). Les coefficients d'abondance-dominance ont été transformés en pourcentages de recouvrement moyens (R%), ce qui correspond à la moyenne des classes de recouvrement en général. Afin de renforcer les résultats obtenus, des analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Foundation for Statistical Computing, 2015). La notation utilisée pour les probabilités des tests statistiques est la suivante : p-value <0,05* ; p-value <0,01** ; p-value <0,001***. La normalité et l'homogénéité des variances n'étant pas vérifiées, des ANOVA ne peuvent pas être réalisées. Des tests de Kruskal-Wallis (non-paramétrique) ont alors permis d'étudier les différences de richesse spécifique et de recouvrement par strate ainsi que l'effet du degré d'impact du feu sur le recouvrement des espèces, selon leur statut.

3. Résultats et discussions

3.1 Secteur des Hauts-Sous-le-Vent

Les zones fortement impactées présentent une richesse spécifique moyenne significativement plus faible que dans les zones témoins (Fig. 1 ; p-value= 0.007**). En considérant le statut spécifique, il est constaté que le nombre d'espèces indigènes est significativement inférieur à celui des espèces exotiques dans les zones incendiées (Fig. 1 ; incendie de 2010 : p-value = $6.6 \cdot 10^{-10}$ *** ; incendie de 2011 : p-value= $9.57 \cdot 10^{-11}$ ***).

A noter que dans les zones incendiées (2010 et 2011) certaines espèces indigènes ne sont retrouvées que lors des derniers relevés (a minima plus de 6 ans après le passage du feu) preuve d'une croissance de la végétation indigène mais de façon lente. C'est le cas notamment du Branle blanc *Stoebe passerinoides*, de la Laïche *Carex brunnea*, de l'eragrostide des latérites *Eragrostis lateritica* ou encore de *Rubus apetalus apetalus*. A contrario, certaines espèces exotiques se retrouvent uniquement dans les zones incendiées à savoir : *Crassocephalum rubens*, *Solanum americanum*, *Rumex abyssinicus*, *Pseudognaphalium luteoalbum*, *Digitalis purpurea*, *Fragaria vesca*.

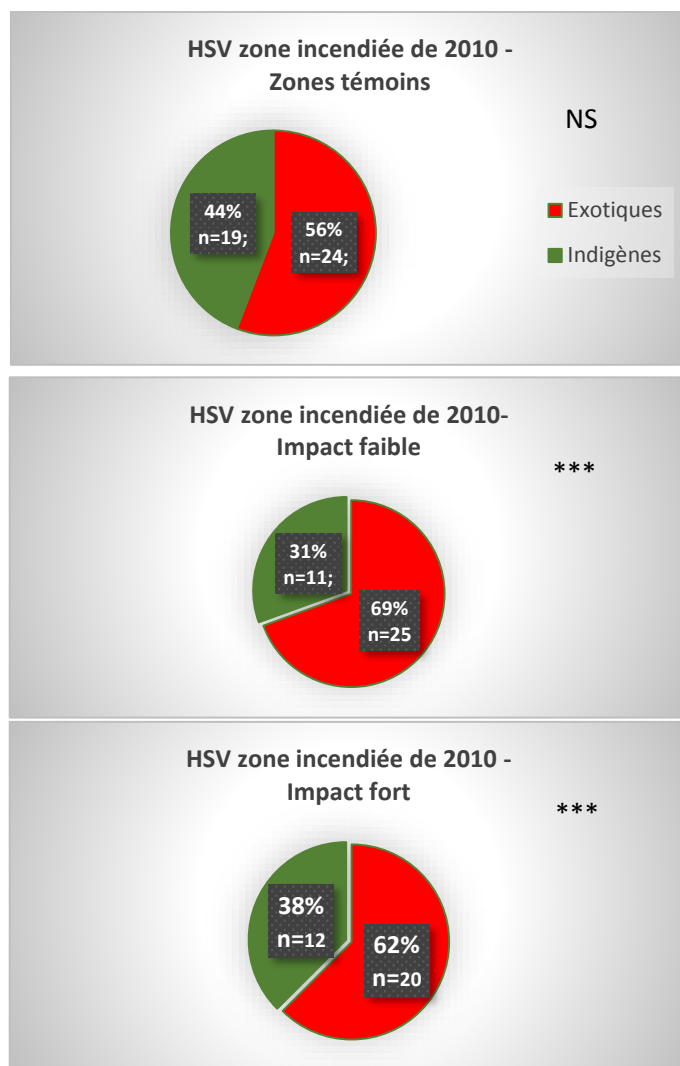
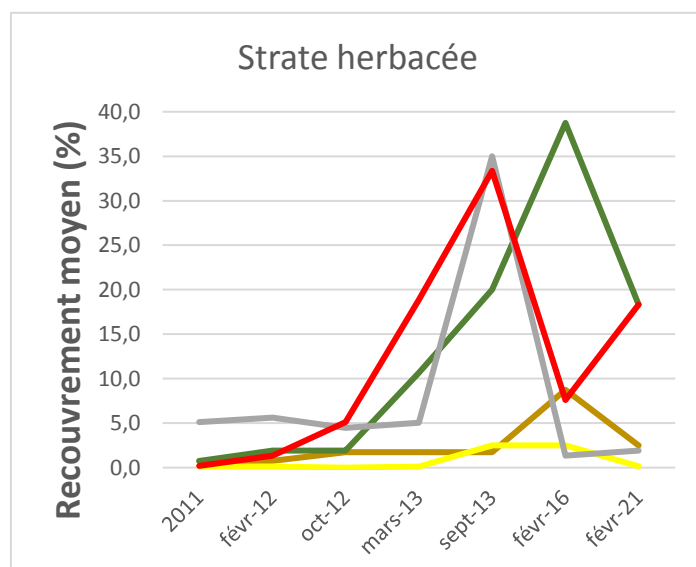


Figure 1 : Richesses spécifiques sur l'ensemble des relevés, en fonction de l'impact du feu et du statut des espèces (sur le massif des HSV : zone incendiée de 2010).



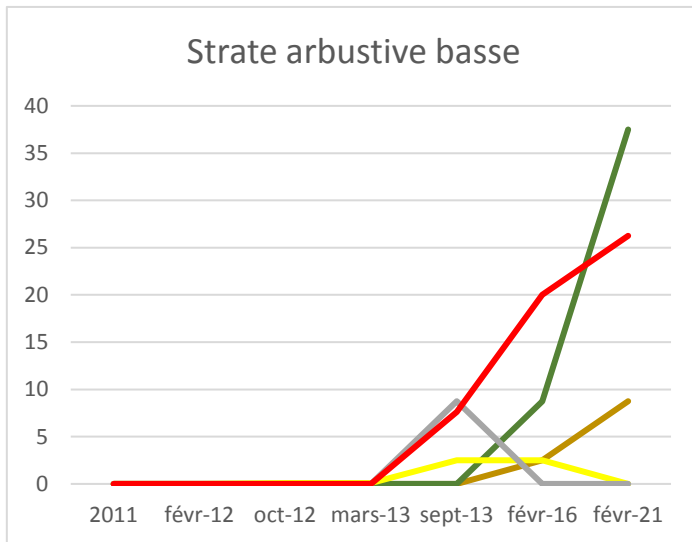


Figure 2 : Recouvrement moyen des espèces les plus représentées sur les zones fortement impactées par l'incendie depuis le début des suivis sur le secteur du Maïdo (incendie de 2010 ; ACAHET : *Acacia heterophylla* ; ERIREU : *Erica reunionensis* ; PTEAQU : *Pteridium aquilinum* ; ULEEUR : *Verbascum thapsus* ; HYPANG : *Hypochaeris radicata*)

— ACAHET — ERIREU — HYPANG — PTEAQU — ULEEUR

A ce stade de l'avancement du travail, les analyses statistiques montrent que pour les deux à trois premières années de suivi, le recouvrement moyen toutes espèces et strates de végétation confondues, est plus important dans les zones épargnées par le feu comparativement aux zones fortement impactées (strate arbustive basse : p-value = 8.212×10^{-5} ***), témoignant de l'impact direct du feu sur la végétation.

L'incendie a un effet négatif sur le recouvrement des espèces endémiques comme le Tamarin des Hauts (*Acacia heterophylla*) et le Branle vert (*Erica reunionensis*) toutes dates confondues. Ces espèces sont significativement plus recouvrantes dans les îlots préservés du feu que dans les zones impactées jusqu'en mars 2013 (p-value = 0.01241^*) après cette date, le recouvrement n'est plus fonction de l'impact du feu, preuve d'une certaine reprise de la végétation, avec une augmentation progressive du recouvrement.

Le Branle vert, dont le recouvrement a augmenté depuis le début du suivi dans les zones fortement impactées, possède une certaine dynamique de recolonisation du milieu après incendie illustrant la résilience de la végétation indigène. Lors du dernier relevé, soit 10 ans après l'incendie de 2010 au Maïdo, le branle vert est l'espèce qui recouvre le plus les parcelles fortement impactées (en moyenne 38 % de recouvrement contre moins de 10% lors des premiers suivis).

Concernant le recouvrement de la Fougère aigle (*Pteridium aquilinum*), espèce identifiée comme une alliée dans la gestion passée des invasives après les feux de 2010 et 2011 (cf. précédentes stratégies de lutte contre les EEE validées conjointement par PNRUN, ONF et CD), l'analyse montre que cette espèce recouvre de manière

importante la strate herbacée dans les zones incendiées, et ce, dès la première et la deuxième année après l'incendie (au maximum 35% dans les zones fortement impactées sur la zone du Maïdo) avant de diminuer par la suite. Parallèlement à cela, pendant la période où la fougère aigle recouvre de façon importante les zones incendiées, le recouvrement moyen de l'Ajonc d'Europe reste faible en strate arbustive basse (inférieur à 10% de recouvrement moyen). La Fougère aigle a une certaine capacité à inhiber le développement de l'Ajonc d'Europe qui lui-même constitue la principale menace d'envahissement sur zone.

Certaines espèces endémiques n'arrivent pas à recoloniser les zones incendiées, c'est le cas notamment du Petit tamarin des Hauts (*Sophora denudata*) et l'Ambaville blanc (*Hubertia tomentosa*) sur le secteur des Hauts-Sous-le-Vent. Ce constat pourrait justifier la mise en place d'opérations de mise en germination puis de réintroduction de ces espèces (en lien avec projet CBNM sur post-incendie Maïdo 2020).

Au final sur ce secteur, le feu a un véritable effet sur l'augmentation du taux de recouvrement de l'Ajonc d'Europe. D'autres espèces exotiques profitent du passage du feu : le Pissenlit (*Hypochaeris radicata*, Asteracées), le Pouillon blanc (*Verbascum thapsus*, Scrophulariacées), le Petit oseille (*Rumex acetosella*, Polygonacées), qui sont retrouvées avec un taux de recouvrement plus important en zone incendiées qu'en zone-témoin. Au final, selon l'avancement actuel de l'étude sur le secteur du Maïdo, l'analyse des résultats montre que la végétation éricoïde du milieu altimontain a une certaine capacité de recolonisation naturelle du milieu après incendie vis-à-vis de quelques espèces indigènes, malgré l'effet positif du feu sur la colonisation d'espèces exotiques et la disparition de deux espèces endémiques : le Petit tamarin des Hauts et l'Ambaville blanc.

3.2 Secteur de La Roche-Ecrite

Les relevés réalisés lors du dernier suivi en 2021 sur cette zone ont permis d'identifier 27 espèces de 14 familles différentes sur les 12 placettes. La majorité des espèces est représentée par les indigènes avec 20 espèces (74% de la richesse spécifique globale) toutes zones d'impacts confondues contre 26% pour les espèces exotiques (7 espèces) contrairement au massif des HSV. Aucune différence significative du nombre d'espèces exotiques entre zones témoins et zones incendiées n'est observée. Une des causes probables réside dans le fait que ce massif ne comporte pas de structure de types pare-feu, piste DFCI... qui peut constituer une voie d'entrée facilitée pour les espèces exotiques. De plus, l'accès à la zone est plus difficile et nécessite une marche d'approche ce qui limite le passage de l'homme contrairement au Maïdo où l'accès se fait facilement à pied ou en voiture. Cet aspect limite donc l'effet à long terme de l'incendie. Les espèces exotiques déjà en nombre limité sur zone ne prolifère pas après le passage du feu.

Parmi les espèces indigènes remarquables retrouvées sur les zones incendiées lors du dernier relevé, on retrouve les espèces caractéristiques du milieu altimontain à La Réunion entres autres : le Branle vert (*Erica reunionensis*), le Branle blanc (*Stoebe passerinoides*), le

Tamarin des Hauts (*Acacia heterophylla*) qui lui n'est retrouvé que lors du dernier relevé en 2021 et non pas en 2013 (soit 7 ans après l'incendie). D'autres espèces en zones incendiées sont retrouvées uniquement lors du dernier relevé comme par exemple *Carex brunnea* ou encore *Carex ovalis*, montrant la lente et fragile recolonisation des zones incendiées.

4. Conclusion et Perspectives

Cette étude avait pour ambition première d'appréhender l'impact des feux sur la végétation éricoïde de hautes altitudes, afin de pouvoir envisager la cicatrisation des communautés détruites en Octobre 2010 au Maïdo (Hauts de l'Ouest de La Réunion) et en 2006 à La Roche-Ecrite. La dynamique de recolonisation après feu dépend en partie du massif d'étude. En effet, une différence a été observée entre les Hauts-Sous-le-Vent et la Roche-Ecrite. Sur le secteur des HSV en l'état actuel des premières tendances dégagées, il a été montré que le passage du feu induit une prolifération des espèces exotiques. Cependant, la plupart des espèces indigènes arrivent à recoloniser le milieu mais de façon lente, deux espèces indigènes n'ont pas encore recolonisés les zones incendiées. Certaines espèces ne sont observées que lors des derniers relevés (plus de 7 ans après l'incendie) preuve d'une recolonisation de façon lente et progressive comparativement aux espèces exotiques à croissance beaucoup plus rapide en particulier l'Ajonc d'Europe sur le Maïdo.

Il est donc intéressant de poursuivre l'analyse sur le secteur du Volcan après l'incendie de 2010, pour lequel certaines placettes ont fait l'objet d'arrachage des EEE afin de déterminer si la dynamique de recolonisation des indigènes se fait de façon plus rapide si les exotiques sont enlevées.



Thématique 2 : Actions appliquées, dont la lutte contre les EEE

Le Projet CREME (Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques) : Etat des lieux des connaissances pour le gecko vert de Manapany

Mickaël SANCHEZ¹, Alicia BONANNO¹, Yann GOMARD¹, Margot CAUBIT¹ & Johanna CLEMENCET¹

1. Contexte

Par leur isolement géographique et leur superficie réduite les écosystèmes insulaires sont fortement exposés aux changements globaux qui agissent en synergie comme les invasions biologiques et le changement climatique (Simberloff, 1995; Wilcove *et al.*, 1998). Pour pouvoir maintenir à long terme la diversité biologique dans les îles océaniques il est nécessaire de comprendre les facteurs qui sous-tendent leur structuration spatiale : mieux comprendre leur diversité, leur biologie, leur capacité d'adaptation, et leur évolution au sein des écosystèmes.

Le projet CREME (Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques), co-financé par l'Union européenne et la Région Réunion, a été mis en place en septembre 2020, porté par l'UMR PVBMT (Université de La Réunion). Le Gecko vert de Manapany, *Phelsuma inexpectata*, est un gecko diurne de la famille des Gekkonidae. Endémique de La Réunion, cette espèce appartient au genre *Phelsuma* (Gray, 1825), l'un des genres les plus représentés dans le hotspot de biodiversité de l'Océan Indien occidental et dont le centre de diversité est situé à Madagascar (Rocha *et al.*, 2010). Avant l'arrivée de l'Homme à La Réunion, le Gecko vert de Manapany pourrait avoir occupé toute la côte Ouest de l'île (Sanchez and Caceres, 2019). Aujourd'hui, son aire de répartition est extrêmement réduite (< 1,5 km²) et reste principalement confinée à une fine bande littorale d'environ 11 km de long, répartie sur les communes de Saint-Pierre, Petite-Ile et Saint-Joseph (Fig.1).

L'habitat naturel du Gecko vert de Manapany a été fortement dégradé par l'urbanisation, la mise en culture des terres et l'introduction de plantes invasives (Sanchez and Caceres, 2019). Cette perte d'habitat a entraîné une importante fragmentation des populations, qui sont, à ce jour, isolées les unes des autres (Sanchez and Probst, 2011). Dans un tel contexte, et en raison de ses capacités de dispersion très faibles (Choeur, 2021), le Gecko vert de Manapany apparaît comme l'une des espèces animales les plus menacées à La Réunion (Sanchez, 2021).

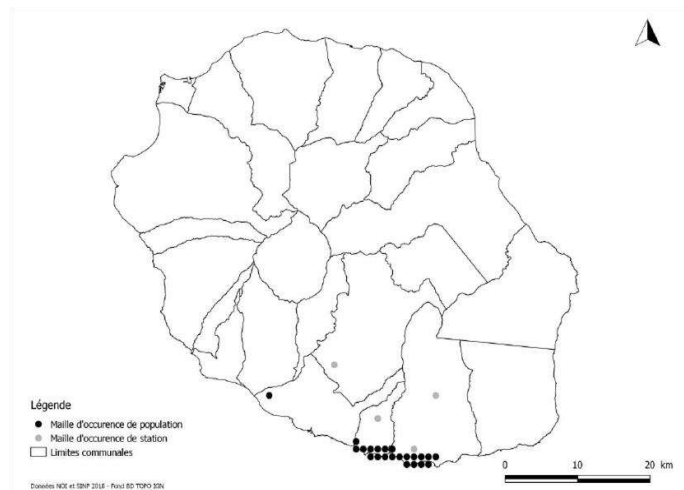


Figure 1 : Carte de répartition du Gecko vert de Manapany à La Réunion et découpage communal (issue de Sanchez and Caceres 2019).

A ce jour, les causes du déclin de l'espèce sont nombreuses et hypothétiques. Les effectifs, structures en âge et sexe, et les densités des populations subsistantes ne sont pas (ou peu) documentés. De plus, aucune étude n'a encore été réalisée pour estimer la diversité et la structure génétique des populations, pourtant potentiellement très concernée par les problèmes classiques d'érosion de la viabilité génétique rencontrés par les petites populations isolées (Frankham *et al.*, 2010). Ces lacunes concernant les paramètres démographiques et génétiques ne permettent pas d'évaluer l'état de conservation des différentes populations, ni d'envisager une stratégie de conservation pertinente sur le long terme prenant en compte l'ensemble de ces populations. Dans le domaine de la biologie de la conservation, la connaissance 1) des paramètres démographiques élémentaires des populations (effectifs, densités, structure en âge et en sexe), 2) de la diversité et de la structure génétique des populations, de leur connectivité et tailles efficaces des populations, et 3) de leur probabilité de survie, est essentielle pour établir des stratégies de conservation cohérentes aux échelles populationnelles et inter-populationnelles (Frankham, 1996; Frankham *et al.*, 2010).

2. Actions de recherche du projet CREME

2.1. Mise à jour de la répartition de *P. inexpectata*

L'actualisation de la cartographie de l'aire de répartition se

¹ Université de La Réunion, UMR PVBMT, F-97410, Saint-Pierre, La Réunion, France.

base sur les données fournies par le SINP974. L'aire de répartition connue du Gecko vert de Manapany a été découpée en mailles de 20x20 m et des protocoles de vérifications des mailles historiques ont été mis en place en milieu urbain et naturel. La prospection des mailles permettra de définir la présence/absence de l'espèce sur l'ensemble de son aire de répartition.

2.2. Caractérisation des paramètres démographiques des populations

Pour cet objectif, des populations ont été sélectionnées en fonction de la faisabilité de la mise en place du protocole de suivi (accessibilité, topographie...). Le suivi des populations est réalisé par la méthode de Capture-Marquage-Recapture (CMR). Cette méthode pose l'hypothèse que tous les individus ne sont pas détectés lors d'un passage sur le terrain et se base sur l'identification individuelle des spécimens. Elle consiste à « marquer » des individus lors d'occasions de « capture » et à enregistrer la proportion d'individus « marqués ». Les paramètres démographiques (effectif, survie, recrutement) sont alors estimés à partir du rapport entre les individus « marqués » et « non-marqués » lors de ces occasions de capture. Dans cette partie de l'étude, la « capture » des individus ne se fait pas manuellement mais visuellement par la technique des « photocaptures ». En effet, chaque gecko a un motif de coloration qui lui est propre sur la partie dorsale (de la tête à la queue) ce qui permet une identification individuelle (Fig. 2). Cette méthode a déjà été utilisée avec succès chez le Gecko vert de Bourbon, *Phelsuma borbonica* (Bonanno, 2016) et le Gecko vert de Manapany (Choeur, 2021). Certaines populations feront l'objet d'un état démographique à un temps T (échantillonnage de type *Closed capture*), ce qui permet d'obtenir des informations sur les tailles et les structures des populations (sex-ratio, structure par classe d'âge). Pour sept populations, ce suivi sera réalisé sur trois périodes espacées de 6 mois (échantillonnage de type *Robust Design*), ce qui permet de compléter ces résultats par des informations sur les survies individuelles et le recrutement adulte. La méthode de photo-identification permet d'établir une banque d'images, outils qui sera nécessaire pour les photo-identifications ultérieures. Enfin, les paramètres démographiques seront mis en lien avec l'état de conservation des habitats naturels des populations (fortement perturbés, perturbés, préservés).



Figure 2 : Illustrations des patrons de coloration individuels dorsaux chez le gecko vert de Manapany.

2.3. Caractérisation de la diversité et structuration génétique des populations

La fragmentation des habitats par l'Homme a altéré la connectivité et la diversité génétique des populations d'un grand nombre d'espèces (Frankham, 1996; DiBattista, 2008). La modification des flux de gènes et la subdivision des populations peut réduire la diversité génétique, à terme la viabilité des populations, et conduire à des extinctions locales (Frankham, 1996). Aussi, la compréhension des conséquences génétiques de la fragmentation des habitats est nécessaire pour prédire l'évolution des populations et mettre en place des mesures de conservation des espèces cibles.

Pour l'étude de la diversité et structuration génétique du Gecko vert de Manapany, des prélèvements de tissus biologiques ont été réalisés sur 450 individus issus de 18 sites (Fig.3). Ces prélèvements ont permis d'obtenir l'ADN de chacun des individus échantillonnés. En parallèle, des marqueurs génétiques nucléaires (microsatellites) et mitochondriaux ont été développés et/ou mis au point pour l'espèce. A terme, pour chacun des sites investigués, ces marqueurs génétiques permettront d'évaluer différents paramètres tels que la diversité génétique, la taille efficace de la population ou encore le taux de consanguinité des individus. A une plus large échelle, les données génétiques renseigneront aussi sur les capacités de dispersion des individus et la structuration génétique des populations du Gecko vert de Manapany en fonction du degré de fragmentation des habitats. L'ensemble des résultats générés apporteront des éléments clés pour l'étude de la faisabilité de mise en place de mesures de conservation de l'espèce telles que d'éventuelles opérations de translocation, de renforcement de populations ou encore de reconnexion d'habitats isolés.



Figure 3 : Cartographie des sites ciblés pour l'étude de la diversité et structuration génétique du Gecko vert de Manapany

2.4. Mesures des conditions corporelles des individus

En parallèle des prélèvements génétiques, les captures manuelles des individus ont permis de relever des mesures morphométriques (longueur museau/cloaque, longueur queue, largeur de la queue et le poids), ainsi que la présence de parasites et de blessures sur le corps. Ces données ont permis d'estimer les conditions corporelles des spécimens (ex : rapport poids/taille, nombre de blessures corporelles), ce qui renseigne sur l'état de santé des individus au sein des populations (Cole et al., 2007).

3. Conclusion

Cette partie du projet vise à l'acquisition des connaissances nécessaires pour estimer l'état de santé des populations du Gecko vert de Manapany, leur risque d'extinction et pour formuler des stratégies de conservation pertinentes à une échelle métapopulationnelle en combinant les résultats des paramètres démographiques des populations, de la génétique et des conditions corporelles des individus.

Les actions du projet CREME s'inscrivent dans le Plan National d'Actions, stratégie opérationnelle de conservation de l'espèce (Sanchez and Caceres, 2019).

4. Références bibliographiques

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 M2 BEST). Université de La Réunion, Nature Océan Indien.

Choeur, A., 2021. Conservation du Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) et du Puffin du Pacifique (*Ardenna pacifica*). Approche multispécifique pour la conservation des falaises littorales du sud de La Réunion (Thèse en Biologie de la Conservation). Université de La Réunion, Ile de La Réunion, France.

Cole, N., Jones, C., Buckland, S., Mootoocurpen, R., Tatayah, V., Bachraz, V., Nundlul, V., Seewajee, P., Parks, N., 2007. The reintroduction of endemic Mauritian reptile communities - A Darwin Initiative Project 2006/07 (Progress Report). Durrell Wildlife Conservation Trust, Mauritian Wildlife Foundation, National Parks and Conservation Service.

DiBattista, J.D., 2008. Patterns of genetic variation in anthropogenically impacted populations. *Conserv Genet* 9, 141–156. <https://doi.org/10.1007/s10592-007-9317-z>

Frankham, R., 1996. Relationship of Genetic Variation to Population Size in Wildlife. *Conservation Biology* 10, 1500–1508. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10061500.x>

Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., 2010. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press.

Rocha, S., Rösler, H., Gehring, P.-S., Glaw, F., Posada, D., Harris, D.J., Vences, M., 2010. Phylogenetic systematics of day geckos, genus *Phelsuma*, based on molecular and morphological data (Squamata: Gekkonidae). *Zootaxa* 2429, 1. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2429.1.1>

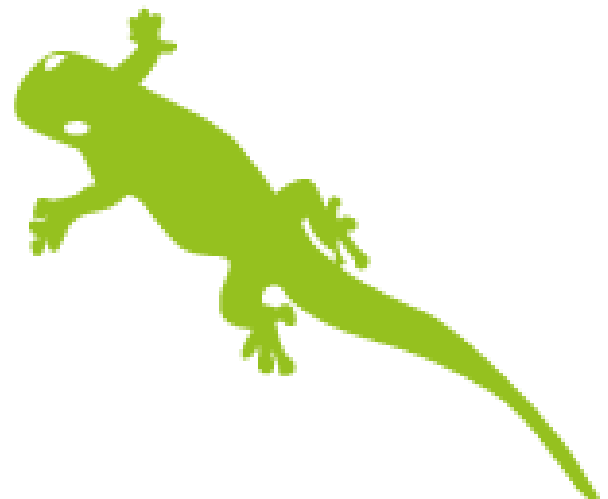
Sanchez, M., 2021. *Phelsuma inexpectata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T17450049A17450059.

Sanchez, M., Caceres, S., 2019. Plan national d'actions en faveur des geckos verts de La Réunion *Phelsuma borbonica* et *Phelsuma inexpectata*. NOI/ONCFS pour la DEAL Réunion. 173 pages + annexes.

Sanchez, M., Probst, J.-M., 2011. Distribution and conservation status of the Manapany day gecko, *Phelsuma inexpectata* Mertens, 1966, an endemic threatened reptile from Réunion Island (Squamata: Gekkonidae). *Cahiers scientifiques de l'océan Indien occidental* 2, 13–28.

Simberloff, D., 1995. Habitat fragmentation and population extinction of birds. *Ibis* 137, S105–S111. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb08430.x>

Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E., 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48, 607–615. <https://doi.org/10.2307/1313420>



Le projet CREME (Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques) : le Psylle du Tamarin des Hauts

Maëva VINOT¹, Margot CAUBIT¹, Nicolas CUENIN¹, Sophie DORDONNAT^{1,2}, Marine BAUJEU^{1,3}, Yann GOMARD¹, Clara GRONDIN¹, Mathieu ROUGET³ & Bernard REYNAUD^{1,3}

1. Introduction

La biodiversité exceptionnelle de La Réunion est menacée par les changements globaux, en particulier par les invasions d'espèces exotiques envahissantes (EEE). La Réunion s'est dotée d'une stratégie régionale de conservation avec un Programme Opérationnel de Lutte contre les Invasives (POLI). Le projet CREME « Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques » a été lancé en Septembre 2020 par l'Université de La Réunion. Il est co-financé par l'Union européenne (FEDER) et la Région Réunion. Ce projet répond à des besoins de connaissances liés à l'invasion rapide du psylle *Acizzia uncatoides* et de son impact majeur sur des écosystèmes et espèces endémiques (Tamarinaies et *Acacia heterophylla*). Ce projet permet notamment d'acquérir des données scientifiques essentielles afin d'évaluer la faisabilité d'une lutte biologique par acclimatation.

2. *Acacia heterophylla*

Le Tamarin des Hauts, *Acacia heterophylla*, est un arbre de la famille des Fabaceae Lindl, 1836 et de la sous famille des Caesalpinoidea DC, 1825 (INPN, n.d.). Cette espèce est endémique de La Réunion, et génétiquement proche d'une espèce endémique d'Hawaï : *Acacia koa* A. Gray, 1854 (Le Roux *et al.*, 2014). Le Tamarin des Hauts s'étage principalement de 1200 à 1900 mètres d'altitude, formant un écosystème unique, les Tamarinaies, mais l'espèce se rencontre jusqu'à 2300 mètres d'altitude sur l'île (Strasberg *et al.*, 2005, Le Roux *et al.*, 2014) dans la végétation altimontaine. Le Tamarin des Hauts présente donc un intérêt patrimonial, écologique, paysager et économique direct, du fait de son exploitation sylvicole par l'Office National des Forêts (Sicard, 2011 ; Le Roux *et al.*, 2014).

3. *Acizzia uncatoides*

Les invasions par des insectes exotiques de plus en plus fréquentes, provoquent de graves problèmes économiques, environnementaux et de santé (Lounibos, 2002 ; Ward and Master, 2007). C'est le cas à La Réunion avec l'invasion du psylle *A. uncatoides* (Psylloidea, Psyllidae) (Ferris & Klyver, 1932). Son invasion récente est peu documentée malgré des impacts socio-économiques et environnementaux conséquents reportés ailleurs dans le monde (Ouvrard *et al.* 2016). *A. uncatoides* est originaire d'Australie (Leeper et Beardsley, 1976), mais possède aujourd'hui une vaste répartition en

dehors de sa zone biogéographique d'origine. On le retrouve dans l'ouest de la zone paléarctique (de la Grande Bretagne à l'Algérie) et de la Californie au Chili dans la zone néotropicale (en incluant l'archipel d'Hawaï) (Ouvrard *et al.*, 2016).

Cet insecte piqueur-suceur se nourrit de sève élaborée et produit du miellat qui adhère aux plantes sur lesquelles il s'alimente. En plus de la spoliation directe de la sève élaborée qui affecte directement la plante, l'éjection de miellat permet le développement d'un champignon saprophyte de type fumagine qui réduit la photosynthèse en raison de son opacité. Le psylle a ainsi un impact direct et indirect sur le développement de ses plantes hôtes (Koehler *et al.*, 1966).

A La Réunion, trois années de suivi, menées par l'Université de La Réunion, en partenariat avec le CIRAD et co-financées par le Parc national de La Réunion, ont montré que le psylle *A. uncatoides* (i) est présent quasiment toute l'année, (ii) possède un cycle de développement avec des périodes de fortes pullulations pendant l'été austral et (iii) impacte la survie du Tamarin des Hauts. A ce jour, aucun ennemi naturel efficace de ce psylle n'a été détecté sur le territoire permettant de réguler les populations d'*A. uncatoides* (Marquereau *et al.*, 2017, Angebault *et al.*, 2018, Vinot *et al.*, 2019, Vinot *et al.*, 2020).

4. Dynamique des populations d'*A. uncatoides*

Les niveaux de populations de psylles ont été mesurés mensuellement (de Février 2017 à Mars 2021) par suivi visuel et par aspiration mécanique, sur trois zones de La Réunion (Volcan, Maïdo et Bébour), le long de transects altitudinaux (8 sites de 1350 et 2350 m). La dynamique des populations pour tous les sites, montre un effet cyclique et saisonnier bien marqué. Les pullulations apparaissent l'été, d'Octobre à Décembre, et sont suivies d'une chute rapide des populations, autour de Janvier-Février (Fig. 1). Les niveaux d'abondance de psylles sont différents entre les sites : ils sont plus élevés au Volcan et plus faibles à Bébour.

¹ Université de La Réunion, UMR PVBMT, F-97410, Saint-Pierre, La Réunion, France.

² Aix-Marseille Université F-13007, Marseille, France.

³ CIRAD, UMR PVBMT, F-97410, Saint-Pierre, La Réunion, France.

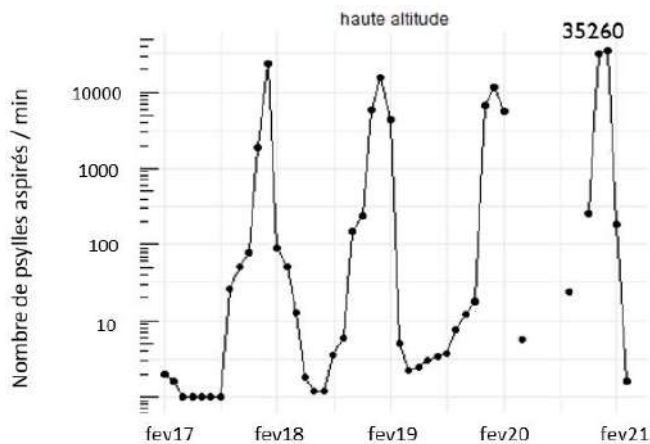


Figure 1 : Nombre médian de psylles *A. uncatoides* adultes aspirés en 1 minute sur un arbre, sur la planèze du Volcan (Pas des sables - 2350m d'altitude) de février 2017 à mars 2021, à l'aide d'un GVAC. Chaque observation (point noir) est une valeur médiane calculée mensuellement et représentée en base log10.

Les déplacements de populations ont été étudiés grâce à des pièges d'interception non attractifs SLAM (Sand Land and Air Malaise) positionnés au Volcan (6 pièges) et au Maïdo (3 pièges) et répartis le long du rempart. Ces pièges ont été relevés mensuellement de Septembre 2018 à Juin 2021. Les niveaux d'abondance de psylles capturés par jour sont différents selon l'emplacement des pièges, au Volcan, pour les mêmes périodes, ce qui atteste de mouvements de populations de psylles, certainement par des couloirs de migration privilégiés (Fig. 2).

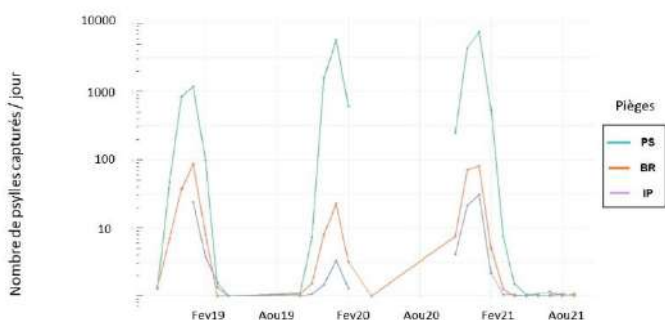


Figure 2 : Nombre moyen de psylles *A. uncatoides* adultes capturés dans 3 pièges SLAM situés le long du transect du Morne Langevin au Volcan (altitude 2300m), entre septembre 2018 et juin 2021, représenté en base log10. PS : piège situé dans la Plaine des Sables ; BR : en Bord de Rempart ; IP à l'Intérieur de la Planèze.

5. Impact sur la santé d'*A. heterophylla*

Afin d'évaluer l'impact du psylle sur la santé du Tamarin des Hauts, 4 placettes permanentes de 50x50m ont été mises en place au Volcan et 4 au Maïdo, depuis 2018. Plusieurs paramètres sont notés annuellement pour chaque plant de Tamarin des Hauts retrouvés dans les placettes, notamment la défoliation, le DBH (« Diameter at Breast Height ») et la hauteur. Le suivi de la défoliation des Tamarins des Hauts relevée dans une parcelle située dans la Tamarinaie du Maïdo (RF8-1 ; 1770m d'altitude), entre Avril 2019 et Juillet 2020 montre que tous les arbres situés dans cette parcelle sont défoliés, que plus de 50 % des arbres étaient déjà morts en Avril 2019, et qu'une grande

partie des arbres les plus défoliés en 2019, sont morts en Juillet 2020 (Fig. 3).

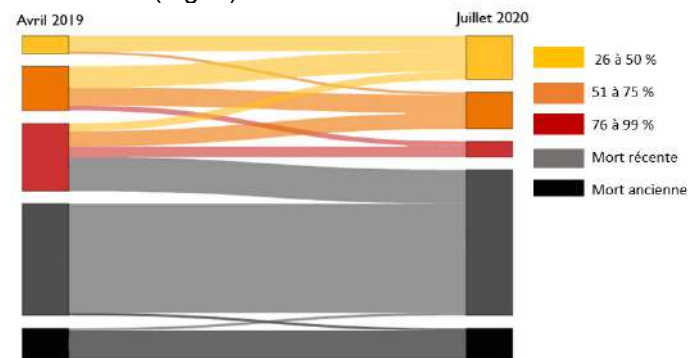


Figure 3 : Classes de défoliation des Tamarins des Hauts, entre Avril 2019 et Juillet 2020 dans une parcelle de 50 x 50m située dans les Tamarinaies du Maïdo (RF8-1 ; 1770 m d'altitude). La taille des rectangles est proportionnelle aux effectifs des arbres de chaque classe. Les individus morts récemment (gris) possèdent encore leurs branches secondaires contrairement aux individus morts depuis plusieurs années (en noir).

6. Diversité de l'entomofaune associée

Les potentiels ennemis naturels des psylles ont été recherchés depuis janvier 2017 dans les divers échantillonnages. Quelques espèces entomophages sont souvent retrouvées, telles que des coccinelles (*Olla v-nigrum* et *Exochomus laeviusculus*), des tachinaires et des neuroptères. Aucun taxon connu comme étant potentiellement ennemi naturel de ce psylle n'a été retrouvé en grands effectifs, ce qui peut expliquer les fortes pullulations d'*A. uncatoides* observées sur l'île.

7. Perspectives : Etude de la faisabilité d'une lutte biologique par acclimatation

La lutte biologique classique par acclimatation est envisagée afin de lutter contre le psylle invasif *A. uncatoides* à La Réunion. Des programmes de lutte biologique ont été mis en place en Californie, à Hawaï ou dans le Sud-Est de la France contre ce même psylle (Leeper and Beardsley, 1976 ; Pinnock *et al.*, 1978 ; Coutanceau, 2008), en utilisant des espèces de microguêpes parasitoïdes ou de coccinelles psylliphages. Ces dernières sont les seules qui ont été considérées comme acclimatées.

Dans le cadre du projet CREME, une étude a été menée dans les Alpes-Maritimes en 2021 afin de retrouver une de ces coccinelles psylliphages introduite dans la zone, *Harmonia conformis*. Cette espèce a bien été retrouvée 20 ans après son lâcher, consommant 3 espèces de psylles du genre *Acizzia* dont *A. uncatoides*. Son introduction en Octobre 2021 en quarantaine (NS3) dans les laboratoires du Pôle de Protection des Plantes (3P) a été autorisée pour mener des études en milieu confiné afin d'évaluer plusieurs paramètres biologiques tels que l'efficacité comparée et les relations intraguildes entre les coccinelles déjà présentes et cette coccinelle *H. conformis*. En plus des coccinelles indigènes ou déjà naturalisées, la coccinelle à sept points *Coccinella septempunctata* a été capturée et déterminée pour la première fois à La Réunion en mars 2020. Depuis cette date, elle est observée sur les Tamarins des Hauts, se nourrissant de *A. uncatoides*.

Aussi son abondance sera mesurée grâce à nos pièges SLAM déployés au Maïdo et au Volcan. Enfin, des collaborations avec les Universités d'Adelaïde et de Melbourne (Victoria Agriculture) ont été engagées pour rechercher les micro-guêpes parasitoïdes de *A. uncatoides* en Australie, continent d'où ce psylle est originaire.

8. Références bibliographiques

Angebault, G., *et al.* 2018. Dynamique du psylle *Acizzia uncatoides* (Hemiptera : Psyllidae) et état des lieux de l'impact sur le Tamarin des Hauts (*Acacia heterophylla*), à La Réunion. Rapport d'étude, Université de La Réunion, 78 PP.

Coutanceau, J. P., 2008 *Harmonia conformis* (Boisduval, 1835) : une Coccinelle australienne introduite et acclimatée en France (*Col. Coccinellidae*). Bulletin de la société entomologique de France, 114(1), 110.

Koehler, C.S., *et al.* 1966. Biology of *Psylla uncatoides*. Journal of Economic Entomology, 59, 1097–1100.

Ferris, G. F., *et al.* 1932. Report upon a collection of *Chermidae* (Homoptera) from New Zealand. In Transactions of the New Zealand Institute, 63, 34-61.

Leeper, J. R., *et al.* 1976. The biological control of *Psylla uncatoides* (Ferris & Klyver) (Homoptera: Psyllidae) on Hawaii. Proceedings of the Hawaiian Entomological Society, 22, 307–321.

Le Roux, J. J., *et al.* 2014. Relatedness defies biogeography: the tale of two island endemics (*Acacia heterophylla* and *A. koa*). New Phytologist, 204 (1). 230-242.

Lounibos, L. P., 2002. Invasions by insect vectors of human disease. Annual review of entomology, 47(1), 233-266.

Marquereau, L., *et al.* 2017. Le psylle *Acizzia uncatoides* (Hemiptera : Psyllidae) à La Réunion. Rapport d'étude, Université de la Réunion, 53 pages.

Ouvrard, D., *et al.* 2016. *Acizzia uncatoides* (Psyllidae) et *Furcaspis biformis* (Diaspididae) nouveaux pour l'île de La Réunion (Hemiptera). Bulletin de la société entomologique de France, 121, 283–284.

Pinnock, D. E., *et al.* 1978. Integrated pest management in highway landscapes. California Agriculture, 32, 33–34.

Sicard, G., 2011. Régénération du Tamarin des Hauts à objectif de production. Guide technique. Direction régionale de l'ONF de La Réunion.

Strasberg, D., *et al.* 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.

Vinot, M., *et al.* 2019. Etude de la dynamique du psylle *Acizzia uncatoides* et état des lieux de l'impact sur le Tamarin des hauts (*Acacia heterophylla*). Rapport scientifique. Université de La Réunion. 158 pages.

Vinot, M., *et al.* 2020. Etude de la dynamique du psylle (*Acizzia uncatoides*) et état des lieux de l'impact sur le Tamarin des Hauts (*Acacia heterophylla*). Rapport scientifique. Université de La Réunion. 126 pages.

Ward, N. L., *et al.* 2007. Linking climate change and species invasion: an illustration using insect herbivores. Global Change Biology, 13(8), 1605-1615.



L'évaluation des limitations du recrutement agissant avant, pendant et après la dispersion révèle un fort impact négatif de la perte des frugivores et des invasions sur la dynamique forestière indigène

Sébastien ALBERT¹, Olivier FLORES¹, Charlène FRANÇ¹, Raphaël SOLESSE¹, Dominique STRASBERG²

Résumé

Les forêts tropicales sont majoritairement secondaires ou très dégradées, et leur résilience dépend fortement des grands vertébrés frugivores dont les populations sont menacées au niveau global. Dans le même temps, les invasions biologiques menacent particulièrement les écosystèmes insulaires où elles peuvent mener à diverses limitations post-dispersion qui compliquent notre compréhension de la dynamique forestière. A La Réunion, la chronoséquence des coulées de lave du Piton de la Fournaise a récemment permis de montrer une dramatique perte de diversité sur les coulées historiques en raison de la disparition des grands frugivores indigènes. Cependant, aucune étude expérimentale mesurant rigoureusement les processus sous-jacents n'a encore été menée dans cette île.

Sur la coulée de lave du Tremblet (1800) portant une végétation indigène très appauvrie et bordée par une forêt tropicale humide ancienne, nous avons installé 20 placettes expérimentales en décembre 2018, mesuré la pluie de graines active avec 40 trappes pendant 18 mois et estimé la disponibilité en fruits à proximité. Nous avons également caractérisé le recrutement spontané des plantules et semé quatre espèces d'arbres indigènes avec une forte limitation présumée de la dispersion dans un plan factoriel testant l'impact de la prédation des graines et de la compétition avec la végétation existante.

La pluie de graines est dominée par les plantes invasives dans les différentes classes de taille, avec notamment *Clidemia hirta* représentant plus de 90% des graines des 31 espèces zoochores piégées. La taille de graine demeure le principal facteur influençant la pluie de

graines, devant la disponibilité en fruits. Si quelques espèces indigènes zoochores à petites graines sont relativement bien dispersées, les autres le sont peu voire pas du tout (aucune graine > 8 mm piégée). De plus, le fort effet de la distance à la lisière suggère que le principal frugivore indigène, *Hypsipetes borbonicus*, est un disperseur mineur en milieu ouvert, tandis que le passereau introduit *Pycnonotus jocosus* se nourrit surtout de plantes introduites qu'il disperse efficacement dans ce contexte. Les abondances de plantules sont largement dominées par les invasives *Clidemia hirta* et *Psidium cattleianum*, et le recrutement des plantules indigènes très pauvre excepté à la limite de la forêt ancienne. Les trois espèces d'arbres à grosses graines semées sont capables de s'établir dans l'ensemble des placettes et les deux facteurs postdispersion testés ont un impact faible en comparaison avec la limitation de la dispersion.

La faible diversité spécifique de la végétation sur la coulée de 1800 s'explique d'abord par une forte limitation de la dispersion de la plupart des ligneux indigènes. La progression manifeste des invasions depuis Cadet en 1972 et le peu de recrutement indigène sur cette coulée dresse un avenir sombre pour les vastes surfaces de coulées récentes à La Réunion. La capacité des plantes à grosses graines indigènes à s'installer après semis montre néanmoins que les plantes envahissantes gagnent par forfait. Si la restauration de la dispersion ne réglera qu'une partie des problèmes face aux invasions, nos résultats prometteurs invitent à poursuivre et étendre les semis directs. Parallèlement, favoriser le retour des vertébrés frugivores indigènes devrait être une priorité.

¹ Université de la Réunion, UMR PVBMT, F-97410 Saint-Pierre

² Université de la Réunion, UMR PVBMT, F-97400 Saint-Denis



Plan de lutte contre les espèces exotiques envahissantes

Soraya ISSOP-MAMODE¹ & Valérie MOUCHARD¹

Résumé

La Commune de Saint-Paul, abrite sur son territoire, un patrimoine naturel exceptionnel, reconnu au niveau national (2 réserves naturelles nationales et une partie du périmètre du Parc national de La Réunion), départemental (ENS Sans Soucis) mais également au niveau mondial (Zone RAMSAR).

L'arrêté ministériel du 1er avril 2019 indique la liste des espèces interdites pour que chaque acteur puisse mener des actions de lutte contre les essences exotiques envahissantes sur son territoire.

La Commune de Saint-Paul porte dans sa mandature, le **Plan 100 000 arbres** qui a pour objectifs entre autre de protéger la biodiversité présente sur son territoire en mettant en place un programme de lutte contre les espèces exotiques envahissantes.

Cette démarche pour le territoire de la commune, vise à l'horizon 2026, la plantation d'espèces indigènes et endémiques de La Réunion, pour répondre à plusieurs enjeux :

- Reconquête et sauvegarde de la biodiversité via la mise en place d'îlots de biodiversité, de micro-forêts urbaines,...
- Amélioration du cadre de vie des saint-paulois via des projets d'îlots de fraîcheur, d'amélioration du confort thermique, de permis de végétaliser, de jardins partagés ou collectifs, d'agriculture urbaine ou non ...
- Développement de l'identité paysagère des quartiers en replantant des espèces emblématiques caractérisant les quartiers. ex. Bois de Nèfles
- Lutte contre les espèces invasives, exotiques envahissantes via des opérations d'arrachage et de replantation d'espèces adaptées, ...
- Lutte contre le changement climatique.

Il est indéniable que les objectifs assignés, ne pourront pas se concrétiser si la commune est seule à mener les actions. Elle aura besoin de tous les partenaires institutionnels, publics et privés, pour mettre en œuvre ce véritable projet du territoire.

Ainsi, la Commune a réalisé et / ou lancé les actions suivantes :

- Restauration écologique de la portion de plage de Cambaie en lien avec le CEDTM, l'ONF et l'Etat afin de valoriser le rôle des espaces naturels jouant un rôle dans la prévention des risques côtiers, la protection de la biodiversité (lutte contre le *prosopis*) et le maintien de l'attractivité des territoires,
- Restauration écologique de la frange boisée du Canal Bernica via une opération de lutte contre le *prosopis*,
- Restauration écologique de la portion de plage des Brisants et de Boucan Canot en lien avec le CEDTM afin de valoriser le rôle de la végétation dans la prévention des risques côtiers, la protection de la biodiversité (lutte contre le *prosopis*) et la recolonisation de la faune protégée ,
- Lutte contre le SÉNÉSIO sur les parcelles communales situées à Petite France en lien avec l'association Scabe,
- Lutte contre l'Ajonc du Maïdo en lien avec le Parc national de La Réunion,
- Lutte contre le Tulipier du Gabon en lien avec l'association AVE2M, la DEAL,
- Participation de la population pour une meilleure adhésion et appropriation des habitants à notre démarche, en mettant en place le projet de permis de végétaliser aux abords des parcelles des habitants ou associations volontaires afin qu'ils puissent participer concrètement.

¹ Mairie de Saint-Paul



Résultats du projet de conservation de la flore menacée « FEDER ESPECE » et mise en perspective avec le projet « FEDER SEVE »

I. Renforcements de populations de 19 espèces végétales menacées en milieu naturel

Sarah ROUSSEL^{1,2}, Thibault ROCHIER², Julien TRIOLO³, Laurent CALICHIAMA⁴, Patrick METRO⁵, Vincent TURQUET⁶, Benoît LEQUETTE¹

1. Introduction

Au vu de la situation alarmante de l'état de conservation de la flore indigène, les acteurs locaux de la conservation ont souhaité poursuivre les opérations de renforcement *in situ* initiées dans le projet RHUM. Le projet FEDER ESPECE cofinancé par l'Europe, l'État et la Région, a été piloté par le Parc national de La Réunion entre 2017 et 2021. Il constitue une mise en œuvre opérationnelle des plans de conservation de la flore menacée (PNA, PDC). L'Action 4 du projet ESPECE vise le renforcement de populations d'espèces menacées en milieu naturel. Les indicateurs visés par le FEDER pour cette action étaient la restauration de 6 hectares et la réintroduction de 500 plants en milieu naturel. Cette action a été menée en collaboration avec le CBN-CPIE Mascarin, le Département de La Réunion, l'ONF Réunion, l'OMDAR et la SPL EDDEN.

2. Matériel et méthodes

2.1 Choix des taxons

Le choix des taxons a fait l'objet d'une concertation des acteurs locaux de la conservation en tenant compte des critères suivants : statut de menace « CR » ou « EN », endémicité des Mascareignes et maîtrise culturelle du taxon. *Ochrosia borbonica*, espèce évaluée « VU » a été rajoutée à dire d'experts au vu des menaces croissantes de braconnage constatées sur ses populations.

2.2 Principes de renforcements

Afin de maximiser la survie des plants, un effort particulier a été consenti sur la réflexion autour du choix des sites de réintroduction. Les sites ont été ciblés en fonction des critères suivants : cohérence avec la préférence écologique des espèces, état et enjeu de conservation, pérennité des mesures de gestion, accessibilité.

En quasi-absence de connaissances sur la structuration

106 plants ont été introduits dans 7 arboretums situés

de la génétique des populations, les renforcements ont suivi le principe de précaution. Ainsi sur chaque site, les individus plantés sont issus des populations de secteurs géographiques proches tout en favorisant la diversité des semenciers récoltés. En revanche, pour les espèces n'étant plus représentées que par quelques individus sauvages (Ex : *Tournefortia arborescens*), le brassage entre localités a été mis en œuvre sur les sites de réintroduction ou d'introduction. La traçabilité a été assurée de la récolte à la plantation. Les principes de renforcements ont été validés par le CSRPN dans le cadre de l'obtention de la dérogation espèces protégées pour l'opération.

3. Résultats

3.1 Production des plants

Les plants ont été produits par le CBN-CPIE Mascarin dans la pépinière du site des Colimaçons entre 2018 et 2020 à partir de diaspores récoltées en milieu naturel sur 53 populations ciblées.

3.2 Plantation en milieu naturel

Grâce à la collaboration avec les gestionnaires, les sites de plantation ont fait l'objet de mesures spécifiques de restauration écologique en 2019 et 2020 (lutte contre les espèces invasives, plantation éventuelle d'espèces indigènes de la flore compagne). Les plants d'espèces menacées ont été réintroduits par les gestionnaires entre novembre 2020 et mars 2021. Sur chaque site les conditions micro-stationnelles de plantation les plus favorables aux espèces ont été retenues.

Le projet aura permis de réintroduire un total de 1216 plants de 19 espèces menacées sur 12 sites naturels répondant ainsi à la mise en œuvre des plans de conservation de ces espèces (Tab. 1 et 2).

dans les mêmes secteurs géographiques que les populations d'origine.

¹Parc national de La Réunion, 258 rue de la République, La Plaine Des Palmistes 97431

²CBN-CPIE Mascarin, 2 rue du Père Georges, Saint-Leu 97436, [sroussel@cbnm.org]

³Office National des Forêts, Boulevard de La Providence - CS 71072, Saint-Denis Cedex 97404

⁴Société Publique Locale Ecologie et Développement Durable des Espaces Naturels, 52 Rte des sables, L'ETANG SALE 97427

⁵Office Municipal Développement Agricole Rural, 105 rue Amiral Lacaze. Saint-Pierre 97410

⁶Département de la Réunion, Direction du Tourisme et des Espaces Naturels, 50 Ter Quai Ouest, Saint-Denis 97400

Tableau 1 : Bilan et origine des individus plantés lors de l'action 4 du projet ESPECE

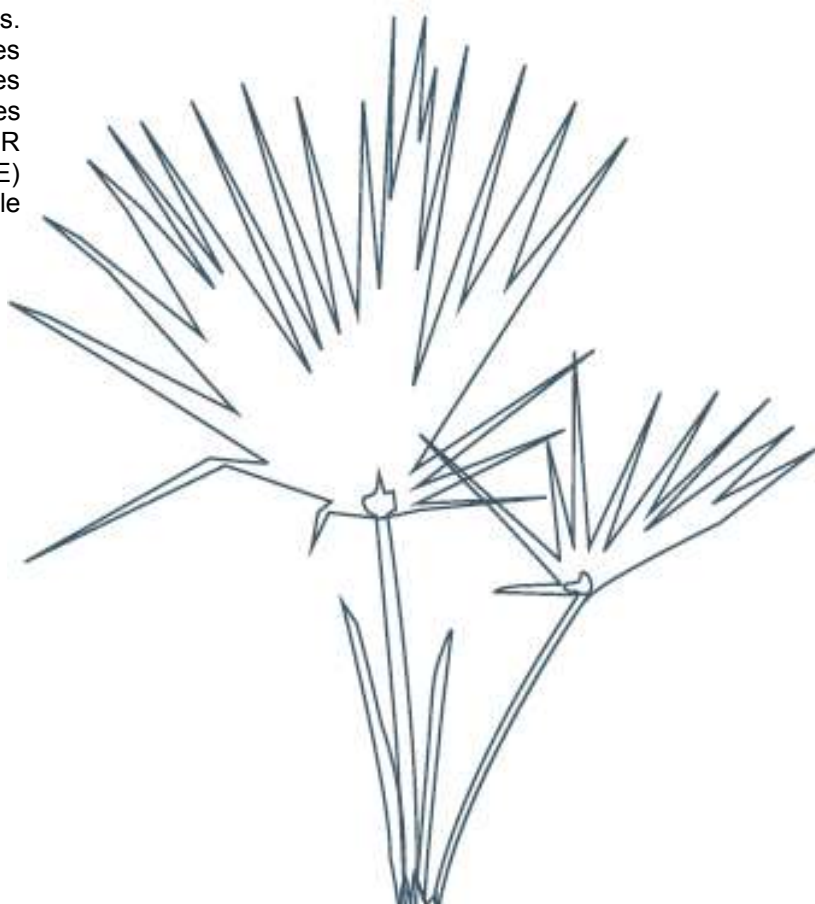
Nom botanique	Statut IUCN	Nombre de populations sources récoltées	Nombre d'individus récoltés	Nombre de plants plantés
<i>Croton mauritanus</i> Lam.	CR	2	3	95
<i>Dombeya populnea</i> (Cav.) Baill.	CR	5	5	168
<i>Foetida mauritiana</i> Lam.	CR	4	7	6
<i>Gouania mauritiana</i> Lam.	CR	2	3	21
<i>Herandia mascarenensis</i> (Meisn.) Kubitzki	CR	4	8	80
<i>Indigofera amoxylum</i> (DC.) Polhill	CR	2	3	86
<i>Polyscias aemiliqueae</i> Bernardi	CR	5	6	18
<i>Polyscias cutispongia</i> (Lam.) Baker	CR	1	2	6
<i>Polyscias rivalsii</i> Bernardi	CR	2	4	24
<i>Poupartia borbonica</i> J.F. Gmel.	CR	2	6	102
<i>Terminalia bentzoe</i> (L.) L. f. subsp. bentzoe	CR	4	8	74
<i>Tournefortia arborescens</i> Lam.	CR	3	3	171
<i>Drypetes caustica</i> (Frapp. ex Cordem.) Airy	EN	2	3	136
<i>Obelia ficifolia</i> (Poir.) Gaudich.	EN	3	6	30
<i>Sideroxylon majus</i> (C.F. Gaertn.) Baehni	EN	4	20	78
<i>Zanthoxylum heterophyllum</i> (Lam.) Sm.	EN	2	4	14
<i>Tournefortia acuminata</i> DC.	EN	2	5	6
<i>Aloe macra</i> Haw.	EN	2	5	42
<i>Occhrosia borbonica</i> J.F. Gmel.	VU	8	21	59
TOTAL		52	120	1216

Tableau 2 : Bilan des plants réintroduits et surface restaurée par site lors de l'action 4 du projet ESPECE

Gestionnaire	Libellé du site	Nombre de plants réintroduits	Surface restaurée(ha)
ONF Réunion	Petit Rein, Mafate	62	2,01
	Cayenne, Mafate	231	0,20
	Providence, Ravine du Butor	101	0,37
	RF Camphriers, St Philippe	6	0,03
	Rivière St Denis	86	0,27
	Basse Vallée	217	0,36
	Grand Etang	58	0,71
	Piton de Sucre, Cilaos	187	1,01
	Providence, Sentier Mercure	104	0,34
OMDAR	ENS du Piton Montvert	50	0,14
SPL EDDEN	ENS de Sans Souci	38	0,26
	ENS Ste Thérèse, Le Tampon	39	0,27
	ENS Terrain Fleurié (arboretum)	37	0,05
TOTAL		1216	6,01

4. Conclusion et perspectives

Le projet ESPECE s'inscrit, au-delà des renforcements d'espèces menacées, dans une logique de restauration de l'habitat initiée par les gestionnaires sur différents sites. Ainsi, le projet aura notamment permis de fédérer les partenaires et concentrer les efforts de gestion sur des secteurs à fort enjeu de conservation. Le suivi des plantations sera effectué dans le cadre du projet FEDER Sauvegarde des Espèces en Voie d'Extinction (SEVE) piloté par le CBN-CPIE Mascarin en partenariat avec le Parc national de La Réunion.



II. Acquisition de connaissances sur la multiplication d'espèces menacées dans le cadre du projet FEDER ESPECE

Sarah ROUSSEL^{1,2}, Arnaud RHUMEUR¹, Willy SUZANNE³, Mathieu QUIRIET⁴, Christophe LAVERGNE¹, Benoît LEQUETTE²

1. Introduction

L'Action 2 du projet FEDER ESPECE piloté par le Parc national cible l'acquisition de connaissances sur la multiplication de plantes menacées à des fins de conservation *ex situ*. Dans ce cadre, une étude menée par le CBN-CPIE Mascarin pendant un an a ciblé 21 taxons sous-étudiés aux types biologiques diversifiés : plantes ligneuses, orchidées, plantes hémiparasites et fougères. La majeure partie de ces espèces est ciblée par le nouveau PNA des espèces végétales au bord de l'extinction. Le projet FEDER SEVE permettra d'assurer la continuité des actions engagées dans le projet ESPECE.

2. Matériel et méthodes

Une synthèse bibliographique à partir de la littérature disponible a été réalisée sur les 21 espèces. Afin de compléter la recherche d'informations, plusieurs échanges ont été établis avec des spécialistes locaux, nationaux ou internationaux des genres concernés. Les données ainsi compilées ont servi de base à la mise en place des tests de multiplication. Un état des lieux des semenciers en milieu naturel ainsi qu'une campagne de récolte de semences ont été réalisés en partenariat avec les agents de terrain. La majeure partie des tests de culture a été effectuée dans la pépinière du CBN-CPIE Mascarin. Une collaboration avec l'AVE2M a permis de réaliser des tests à 1700 m d'altitude au Tampon pour les taxons d'altitude. Les orchidées ont été multipliées en partenariat avec la SARL VitroRun spécialisée dans la culture *in vitro*.

3. Quelques résultats issus des tests de multiplication

3.1 *Bakerella hoyifolia* subsp. *bojeri*

Plante hémiparasite de la famille des Loranthaceae devenue très rare à La Réunion, sa raréfaction est attribuée à la perte de ses disperseurs. Aussi, l'espèce ne semble pas posséder d'hôte spécifique en milieu naturel à La Réunion comme à Maurice (Albert *et al.* 2016). Des essais de semis directs (132 fruits déulpés) ont été réalisés sur 16 espèces de plantes hôtes différentes en collection au Jardin botanique de Mascarin sur des branches avec plusieurs classes de diamètre.

Les semis réalisés montrent une seule implantation réussie sur un *Aphloia theiformis* sur une branche avec une classe de diamètre <1,5cm. Les précédents tests de

semis réalisés dans les mêmes conditions avaient donné des résultats similaires avec le développement de trois individus sur un *Aphloia theiformis* sur 146 graines semées (Fig. 1). Un des plants a réalisé sa première floraison et fructification après 21 mois de développement.

La plupart des graines des espèces appartenant à la famille des Loranthaceae possèdent seulement une dormance morphologique. Ainsi la germination intervient rapidement lorsque la graine est débarrassée de son épicarpe (Baskin & Baskin 2014). De nouveaux essais doivent être réalisés avec des semences les plus fraîches possibles et des semis en milieu naturel sont programmés dans le cadre du projet SEVE.



Figure 1 : À gauche une plantule de *Bakerella hoyifolia* subsp. *bojeri* à Mascarin. À droite, des vitro-plants de *Oeceoclades versicolor*.

3.2 *Oeceoclades versicolor*

La conservation des orchidées terrestres représente un véritable défi notamment en termes de multiplication. En effet, les orchidées terrestres sont nettement plus dépendantes d'associations mycorhiziennes avec des champignons du sol que les épiphytes (Swarts & Dixon 2009).

Une collaboration concernant la multiplication d'orchidées rares a été développée par le CBN-CPIE Mascarin depuis 2017 avec la SARL VitroRun spécialisée dans la culture *in vitro*. Ainsi, une première récolte a été effectuée sur l'unique station connue de l'orchidée terrestre endémique *Oeceoclades versicolor* en 2017 en milieu naturel. L'unique capsule récoltée a été transmise à VitroRun pour un premier essai de multiplication en culture *in vitro*.

Les semences extraites de la capsule récoltée se sont bien développées en culture *in vitro* permettant d'obtenir les premiers protocormes en trois mois. Durant cette phase, la maîtrise de la stérilité reste l'élément le plus important dans la réussite de l'itinéraire technique de

¹ CBN-CPIE Mascarin, 2 rue du Père Georges, Saint-Leu 97436

² Parc national de La Réunion, 258 rue de la République, La Plaine des Palmistes 97431

³ SARL VitroRun, 7 chemin de l'IRAT, Pôle Protection des Plantes, Ligne Paradis, Saint-Pierre 97410

⁴ AVE2M, 13 rue Josémont Lauret, La Plaine des Cafres 97430

production. Deux années ont été nécessaires afin d'obtenir des plants avec une taille suffisante pour être individualisés (Fig. 1).

En 2021, les tests d'acclimatation sur différents types de substrat ont permis d'obtenir des résultats encourageants avec peu de perte et un bon développement racinaire. Lors de cette phase critique les vitro-plants sont généralement fragiles et résistent mal à la transplantation dans le sol (Medina *et al.* 2009).

Un renouvellement du partenariat est programmé pour cette espèce dans le cadre du projet SEVE dans l'objectif de produire des plants pour réaliser un renforcement de populations en milieu naturel. En parallèle, une investigation sur les champignons symbiotiques de l'espèce sera réalisée avec l'équipe du chercheur Florent Martos du MNHN.

4. Conclusion et perspectives

La principale difficulté du projet a été l'accès aux semences dû à la rareté des espèces ciblées et au manque de connaissances en matière de fructification. Malgré tout, 17 des 21 espèces ont pu être récoltées et multipliées dont certaines pour la première fois à Mascarin. L'ensemble des plants produits sont destinés à intégrer des arboretums ou des essais de réintroduction en milieu naturel. Différents niveaux de maîtrise culturelle ont été acquis selon les taxons nécessitant de pérenniser les actions d'acquisition de connaissances dans le cadre du projet SEVE. Enfin, la mise en place d'un nouvel outil de banque de semences au CBN-CPIE Mascarin ouvre de nouvelles perspectives sur l'acquisition des connaissances en faveur des espèces rares et menacées.

5. Références bibliographiques :

ALBERT S., RHUMEUR A., RIVIERE J. L., CHAUVRAT A., SAUROY-TOUCOUERE S., MARTOS F., STRASBERG D. 2017. – Rediscovery of the mistletoe *Bakerella hoyifolia* subsp. *bojeri* (Loranthaceae) on Reunion Island: population status assessment for its conservation. *Botany Letters*, 164(3): 229-236.

BASKIN C.C. & BASKIN J.M. 2014. – Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination (2nd edition). San Diego, California, Elsevier/Academic Press.

MEDINA R.D., FLACHSLAND E.A., GONZALEZ A. M., TERADA G., FALOCI M.M., MROGINSKI L.A. 2009. – In vitro tuberization and plant regeneration from multinodal segment culture of *Habenaria bractescens* Lindl., an Argentinean wetland orchid. *Plant Cell Tiss Organ Cult*, 97:91–101.

SWARTS N.D. & DIXON K. W. 2009. – Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. *Annals of botany*, 104(3): 543-556.



25 ans d'échouage de Pétrels et de Puffin à La Réunion: Synthèse des actions de conservation, analyse rétrospective et perspectives

Léo CHEVILLON ¹

1. Introduction

La Réunion abrite des colonies de 4 espèces de Procellariidés (Pétrels et Puffins) : le Pétrel de Barau (*Pterodroma barau*, endémique et en danger), le Pétrel noir de Bourbon (*Pseudobulweria atterima*, en danger critique d'extinction), le Puffin tropical (*Puffinus bailloni*, préoccupation mineure) et le Puffin du Pacifique (*Ardena pacifica*, préoccupation mineure). Ces oiseaux passent l'essentiel de leur vie en mer, et ne reviennent à terre qu'une fois par an pour se reproduire. Ils nichent pour la plupart dans l'intérieur des terres, dans des terriers situés à flanc de remparts, falaises ou ravines, et même jusqu'aux massifs du Piton des neiges et du Grand Bénare pour le Pétrel de Barau.



Figure 1 : Les 4 espèces de Procellariidés se reproduisant à la Réunion

Les Pétrels et Puffins sont soumis à de nombreuses menaces à la fois en mer (prises accidentelles, pollution,...) et sur terre (prédation par les chats et les rats, pollution

lumineuse, collision avec les câbles aériens,...). La pollution lumineuse, qui s'est considérablement aggravée sur l'île ces dernières décennies, constitue une menace importante pour ces espèces en causant l'échouage de milliers d'individus chaque année. Les éclairages artificiels les désorientent au cours de leurs vols de nuit entre les colonies et l'océan et les poussent à tomber au sol, d'où ils sont incapables de s'envoler par eux-mêmes. A défaut d'être secourus, les oiseaux échoués meurent donc de blessures, déshydratation ou prédation. Ce phénomène d'échouage touche en majeure partie les jeunes lors de leur premier envol pour rejoindre l'océan, car leur système visuel n'a pas encore terminé son développement.

2. Bilan des échouages et des actions de sauvetage

Depuis 1996, la Société d'Etudes Ornithologiques de La Réunion (SEOR) coordonne le sauvetage de ces oiseaux échoués sur l'ensemble de l'île. Au cours des 25 dernières années, ce sont plus de 39000 Pétrels et Puffins qui ont été pris en charge (Tab. 1). Près de 90% ont pu être relâchés, soulignant l'importance de cette action de conservation pour limiter l'impact des échouages sur les populations. Cependant, malgré de nombreux efforts en faveur de la diminution de la pollution lumineuse sur l'île notamment en période d'envol des jeunes, le nombre d'échouages continue d'augmenter au fil des ans (Fig. 2).

Tableau 1 : Nombre de Pétrels et Puffins signalés échoués entre Janvier 1996 et Mai 2021

Espèce	Puffin tropical (<i>Puffinus bailloni</i>)	Pétrel de Barau (<i>Pterodroma barau</i>)	Puffin du Pacifique (<i>Ardena pacifica</i>)	Pétrel noir de Bourbon (<i>Pseudobulweria atterima</i>)	Total
Oiseaux signalés échoués	21476	17262	557	64	39362
Relâchés avec succès	89.4 %	86.8 %	80.0 %	82.81 %	88.1 %

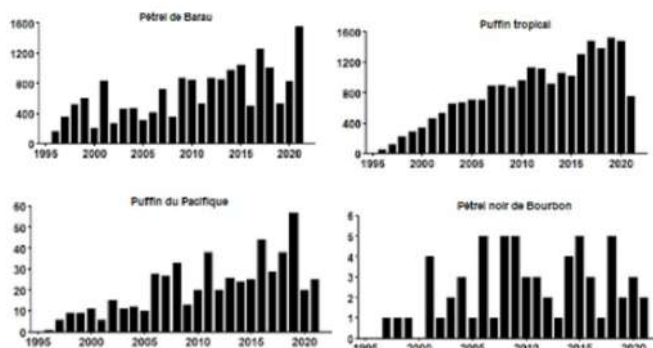


Figure 2 : Nombres annuels de Pétrels et de Puffin signalés échoués à La Réunion, de 1996 à Mai 2021.

¹ Société d'Etudes Ornithologiques de la Réunion : SEOR

3. Analyse et perspectives

Une étude récente réalisée dans le cadre du FEDER SMAC (UMR ENTROPIE, Université de La Réunion) en partenariat avec la SEOR a permis une analyse très poussée des données d'échouages de chaque espèce de 1996 à 2021, renforçant la compréhension du phénomène et de sa cyclicité. Cette analyse a permis de construire des modèles statistiques prédictifs pour chaque espèce et ainsi d'obtenir des estimations de nombres d'oiseaux trouvés échoués pour les années futures selon différentes évolutions de la pollution lumineuse (Fig. 3).

Ces prédictions présagent le pire en absence de mesures de limitation ou de réduction lumineuse : si celle-ci poursuit son évolution avec une croissance similaire aux 20 dernières années (scénario "business as usual"), ce sont près de 90 000 Pétrels et Puffins (toutes espèces confondues) qui devraient être trouvés échoués sur l'île d'ici 2050. Des mesures de régulation de la pollution lumineuse (scénario "limitation") pourraient permettre de réduire ce nombre prévu d'échouages à environ 78 000. Enfin, l'implémentation de mesures visant à stopper l'augmentation de la pollution lumineuse ainsi qu'à adapter et réduire les éclairages existants (scénario "diminution") permettrait de réduire le nombre d'échouages entre 2021 et 2050 à environ 63 000.

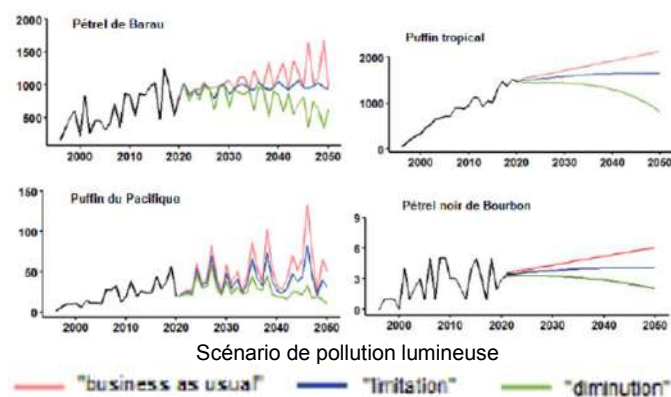


Figure 3 : Prédictions du nombre d'échouages signalés de 2021 à 2050 selon 3 scénarios de pollution lumineuse.

4. Conclusion

Cette analyse rétrospective aura souligné l'importance capitale des actions de sauvetage pour limiter la mortalité des Pétrels et Puffins induite par les échouages, avec près de 35 000 oiseaux échoués relâchés avec succès entre 1996 et Mai 2021. Les prédictions futures montrent qu'en absence de mesures de réduction de la pollution lumineuse, le phénomène va continuer à prendre de l'ampleur au cours des 30 prochaines années et pourrait représenter près de 90 000 individus échoués sur cette période. Ces projections alarmantes soulignent la nécessité de maintenir et renforcer les actions de sauvetage afin de limiter tout impact démographique des échouages sur les populations de Pétrels et Puffins de l'île, et d'implémenter au plus vite des mesures de limitation et de réduction de la pollution lumineuse à l'échelle de l'île pour enrayer le phénomène.



Conservation des Pétrels endémiques de la Réunion : une stratégie spatialisée pour limiter la prédation des chats

Souzanah CHAHIBA¹ & Richard BEAULIEU²

1. Résumé général

Le Chat a été introduit volontairement à La Réunion en 1702 (Cheke et Hume, 2010) afin de lutter contre la prolifération des rats. Les chats ont rapidement colonisé l'ensemble de l'île et dans le même temps prédaté la faune indigène. En effet, en l'absence de prédateurs sur l'île, aucun comportement anti-prédateurs n'a été développé par la faune locale, la rendant extrêmement vulnérable face à un super-prédateur comme le Chat. Ainsi, le chat a participé à l'extinction de 13 espèces d'oiseaux sur l'île de La Réunion depuis sa colonisation par l'Homme.

Aujourd'hui, le Chat continue de menacer la faune locale notamment le Pétrel de Barau (en danger d'extinction, UICN) et le Pétrel noir de Bourbon (en danger critique d'extinction, UICN). Les chats prédatent les poussins et les adultes durant la saison de reproduction de ces oiseaux, qui nichent dans des terriers au sol. Un chat présent sur les colonies de reproduction peut à lui seul tuer 90 pétrels par saison de reproduction (Faulquier *et al*, 2009). Les populations de pétrels de Barau étant estimées à 14 000 couples et de pétrels noirs de Bourbon à 100 couples, la présence de chats sur les colonies de reproduction de ces oiseaux est une des principales menaces pesant sur la survie de ces espèces.

Depuis 2009, des actions sont menées par différents organismes afin de limiter la présence de chats dans les colonies de reproduction, comme des campagnes de captures en milieu naturel et périurbain. Pour autant, aucune diminution de la présence de chat n'est constatée. C'est pourquoi il semble nécessaire d'engager des actions complémentaires, comme les campagnes de stérilisation et d'identification des chats dans le but de limiter la migration des chats vers le milieu naturel à préserver.

2. Contexte

La régulation des populations de chats à proximité des colonies de pétrels de La Réunion est mise en place par une stratégie spatialisée (Fig.1).

Celle-ci repose sur la catégorisation des chats selon des caractéristiques comportementales, en 3 types différents :

- **Chats de propriétaire**, qui vivent et sont nourris au sein de foyers. Ils ont un impact modéré sur la biodiversité (27 prédatons par an en moyenne) et se déplacent en moyenne dans un rayon de 250 mètre autour de leur foyer (Eichstadt, 2020). Ils sont

complètement dépendants de l'Homme. Ces chats n'ont pas d'impact direct sur les colonies de pétrels puisqu'on ne les retrouve pas en milieu naturel. Les chats de propriétaires vivent en milieu urbain.

- **Chats errants**, issus de la reproduction incontrôlée de chats non stérilisés (eux-mêmes domestiques ou errants). Ces chats sont divagants et évoluent dans un territoire de 1 à 3 km de rayon (Metsers *et al.*, 2010). Leur impact sur la biodiversité est plus important, consommant en moyenne 273 proies par an (Dickman, 1996). Cependant, une large partie de leur alimentation est issue d'ordures des zones urbaines et de points de nourrissage alimentés par des particuliers ou associations de protection des animaux. Ils dépendent donc de la présence de l'Homme. Les chats errants vivent en milieu urbain, périurbain et rural.
- **Chats haret**, issus de chat ayant émigré progressivement vers les milieux naturels, soit suite à l'abandon par les propriétaires soit suite à la migration de chats errants. Les chats haret forment des populations de chats entièrement sauvages, non habitués à la présence humaine et donc très difficilement observables en forêt. Ils ont un impact très important sur la biodiversité puisqu'ils survivent exclusivement grâce à la chasse, représentant en moyenne 1071 prédatons par an (Dickman, 1996). Le territoire de ces chats haret est très étendu : ils peuvent parcourir 12km pour se nourrir (Recio *et al.*, 2010). Ces chats forment des populations autonomes qui se reproduisent en milieu naturel et qui s'auto-renouvellent. Les chats haret sont totalement indépendants de l'Homme. En l'absence de prédateurs des chats, ces populations sont uniquement limitées par la nourriture disponible et les éventuelles maladies. Les chats haret vivent uniquement dans le milieu naturel.

La prédation exercée par les chats sur les pétrels est due aux populations de chats haret vivant sur les colonies de reproduction. L'analyse des fécès des chats a pu montrer que le régime alimentaire des chats retrouvés sur les colonies est composé à 60% de pétrels pendant la saison de reproduction. Dans le but de diminuer la pression de prédation, des actions de capture de chats haret sont menées depuis 2009. Pourtant, l'AVE2M et le PNRun ont constaté que le nombre de chats haret capturés par an stagne depuis une dizaine d'années. En effet, des chats errants divagants ou des chats de propriétaires abandonnés dans le milieu naturel réalimentent systématiquement les populations de chats haret. Afin d'enrayer cette migration des chats vers les colonies, il est

¹Parc national de la Réunion

²AVE2M

nécessaire d'engager des actions complémentaires de régulation des populations de chats.

Des méthodes de gestion adaptées sont mises en place en fonction des caractéristiques comportementales et des zones de répartition des différents types de chats. Dans ce contexte, plusieurs solutions doivent coexister afin d'apporter une réponse adaptée et efficace :

- **les captures** : des cages-pièges sont disposées en milieu péri-urbain et milieu naturel. Les chats capturés sont ensuite conduits en fourrière pour identification. Si le chat est identifié, il sera alors remis à son propriétaire. A défaut, passé un délai de garde réglementaire, l'animal pourra être recueilli par des fondations ou des associations de protection des animaux ou sera euthanasié si le vétérinaire le recommande ou si aucune place en refuge n'est trouvée ;
- **la stérilisation et l'identification** : le PNRun et l'AVE2M organisent leurs propres campagnes de stérilisation et d'identification de chats de propriétaires dans les quartiers situés à proximité des colonies de reproduction des pétreles. Ces stérilisations permettent de réduire le nombre de chat se multipliant de manière incontrôlée et diminuent ainsi le nombre potentiel de futurs chats errants et haret.

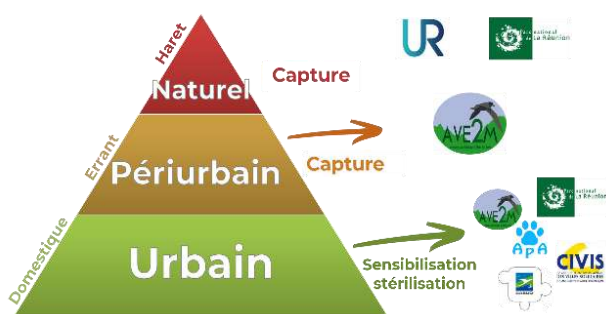


Figure 1 : Schéma de la stratégie spatialisée de régulation des populations de chats haret

3. Matériel et méthode

3.1 Action de capture de chat en milieu naturel et péri-urbain :

La capture des individus est assurée par l'utilisation de cages-pièges placées dans des endroits le plus sec possible et recouvertes de litière ou végétaux secs trouvés directement sur place (espèces ni indigènes ni endémiques). L'intérieur de la cage est recouvert lui aussi, afin que le chat ne sente pas le métal lorsqu'il pose ses pattes à l'intérieur. L'ensemble doit être sombre. Au fond de la cage, est placé un appât (boîte de sardine ouverte), dont de l'huile a été badigeonnée sur les barreaux de la cage ainsi qu'autour pour augmenter l'odeur et mieux attirer. Cette boîte est fixée afin de ne pas être tirée en-dehors de la cage par les chats ou les rats.

Le suivi journalier des cages (toutes les 24h) est une obligation réglementaire, il permet de récupérer et de gérer rapidement les animaux capturés pour limiter leur stress le plus possible. Il permet également de faire

l'entretien du matériel de piégeage et de remettre les appâts nécessaires afin de renforcer l'attractivité des pièges.

En règle générale, les cages sont positionnées proches des intersections, les croisements de sentiers fortement usités par les animaux errants, sont en effet favorables au passage et à la capture de chats haret (Avargues, 2016).

Tableau 1 : Site d'intervention par structure

Structure Pilote	Site d'intervention	Surface de capture (ha)
AVE2M	Tampon Entre Deux Cilaos Saint Louis Saint Joseph	1993.22
Secteur Sud PNRun	Crête Ilet Malabars Dimitile Rivière des Rempart Rond des Chevrons	433.17
Secteur Ouest PNRun	Mafate (Marla) Maïdo Grand Bénare	483.18
Total	Toutes	2909.57

La distribution des zones de capture entre les différents acteurs est présentée dans le tableau ci-dessus. La surface des zones de capture est calculée à partir d'un rayon de 250m autour des cages. Pour la saison 2020-2021, la surface totale de captures était de 2909,57 ha. Ce sont en tout 120 cages qui ont été déployées (Tab. 2). La figure 2 situe les emplacements de chaque cage.



Tableau 2 : Nombre de dispositifs déployés par structure

Structure	Nombre de dispositifs déployés
AVE2M	63
PNRun-Ouest	27
PNRun-Sud	30
Total général	120

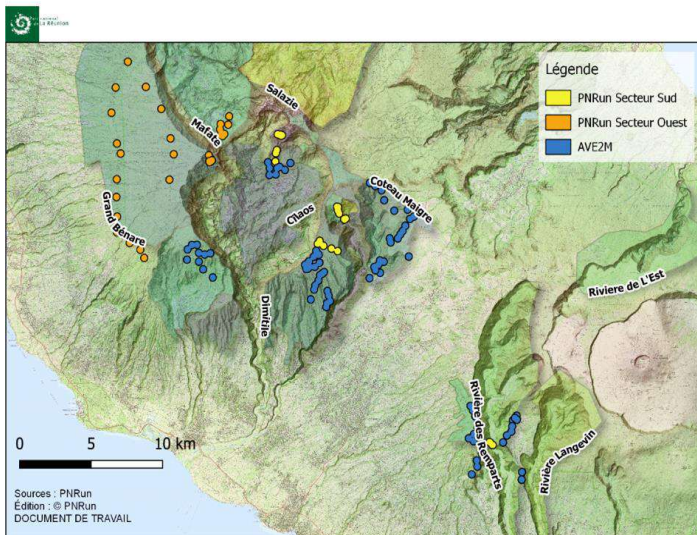


Figure 2 : Emplacement des cages selon les structures

3.2 Action de stérilisation et d'identification des chats

Le PNRun et l'AVE2M ont chacun organisé une campagne de stérilisation et d'identification gratuite dans les quartiers à enjeux, se trouvant à proximité des colonies de pétrels. Les quartiers concernés sont (Fig.3) :

- Le Tampon : Bois Court (AVE2M), Piton Bleu (AVE2M), Piton Hyacinthe (PNRun), Pont d'Yves (PNRun), Bras de Pontho (PNRun), Grand Bassin (AVE2M) ;
- les Hauts de l'Entre-Deux (AVE2M) ;
- Cilaos (PNRun) ;
- Saint-Joseph : Grand-Coude, Goyaves, Jean Petit (PNRun).

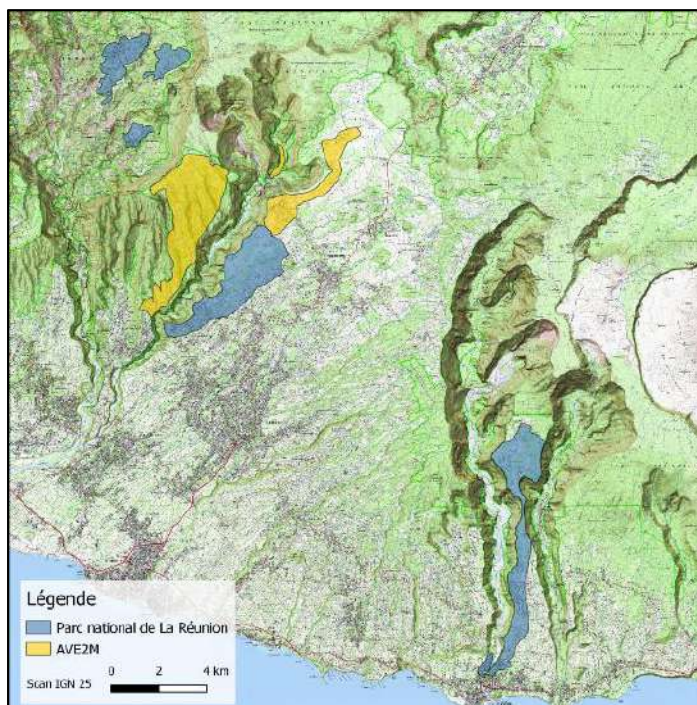


Figure 3 : Quartiers concernés par la campagne de stérilisation du PNRun et l'AVE2M

Les foyers des quartiers ciblés ont été informés de la tenue de la campagne par un porte-à-porte. Lorsque

personne n'était présent, un prospectus a été déposé dans les boîtes aux lettres.

Au Tampon, à l'Entre-Deux et à Saint-Joseph, les stérilisations et identifications ont eu lieu dans des cabinets vétérinaires. A Cilaos, les interventions se sont déroulées dans une salle communale, en l'absence de vétérinaire sur la commune. Un vétérinaire s'est déplacé à Cilaos, spécialement pour cette campagne.

Dans le village de Grand Bassin, la société Vété la Kaz s'est déplacée et est intervenue à domicile, chez les propriétaires de chats.

4. Résultats

4.1 Action de capture de chat en milieu naturel et péri-urbain

Ce sont au total 68 chats qui ont été capturés avec 2921 nuits-cage. Ce qui représente un indice de capture de 2,32%. Ce taux est supérieur à celui des saisons précédentes. La présence de chats aux abords des colonies de reproduction ne diminue donc pas malgré plusieurs années d'actions de régulation des populations de chats. La figure 4 illustre la répartition des captures de chats par structure.

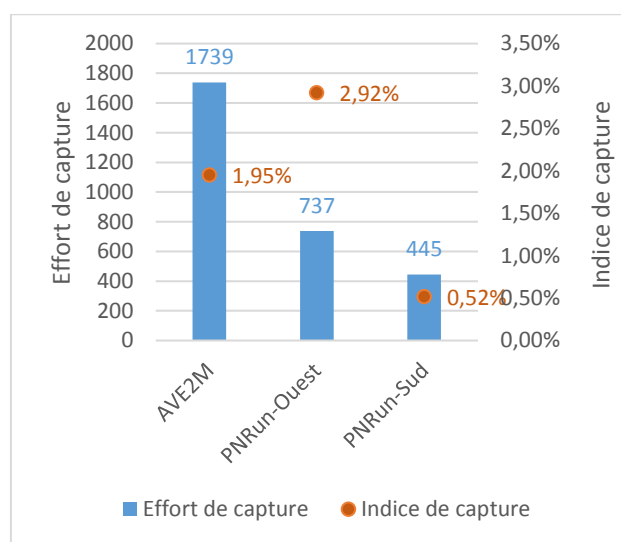


Figure 4 : Récapitulatif des efforts de capture (nombre de nuits-piège) et des indices de capture (moyenne des taux de capture) pour chaque structure. L'indice de capture est calculé à partir du nombre de chats capturés divisé par le nombre de nuits-cage.

Au total, 677 jours-Homme ont permis de capturer 68 chats. Il faut donc, en moyenne, 9 jours-Homme pour capturer un chat pour la saison 2020-2021.

4.2 Action de stérilisation et d'identification des chats

Plus de 2000 foyers ont été informés de la tenue de la campagne de stérilisation et sensibilisés à la lutte contre l'errance animale et le risque qu'elle représente pour la biodiversité réunionnaise. En tout, 149 chats ont été identifiés et stérilisés grâce à ces campagnes. Notamment, des propriétaires habitant des déserts vétérinaires ont pu bénéficier de la présence de vétérinaires comme à Cilaos ou à Grand Bassin. Ces stérilisations contribuent à freiner l'errance animale sur

des sites à forte richesse patrimoniale. Ce type d'opérations doit se poursuivre afin d'enrayer progressivement les populations de chats errants qui peuvent impacter la faune locale.

5. Discussion / conclusion :

L'AVE2M et le PNRun poursuivent leurs efforts pour protéger la biodiversité réunionnaise des prédateurs introduits. Les captures de chats harets et les campagnes de stérilisation et d'identification portent leurs fruits puisqu'elles permettent de limiter la présence de chats harets dans les colonies de reproduction et ainsi de maintenir le succès reproducteur des pétrels. Pour autant, cela demande un effort considérable et constant en moyen humain. La problématique de la prédation de la faune endémique est directement en lien avec celle de l'errance animale rencontrée dans le milieu urbain. En effet, la migration systématique des chats vers les milieux naturels persistera tant que la gestion de la divagation et l'errance animale ne sera pas optimale. La Réunion est le département français qui compte le record national du nombre d'animaux errants par habitant. Un plan régional de lutte contre l'errance animale est mis en place par les autorités compétentes, mais ne permet pas encore de faire diminuer ce triste record. Notamment, les intercommunalités organisent des campagnes de stérilisations gratuites pour les chiens et chats de leurs administrés non imposables. Néanmoins, afin d'optimiser l'efficacité des différentes campagnes de stérilisation et de capture, il est nécessaire d'accompagner une réflexion territoriale avec l'ensemble des acteurs pour une cohérence globale des actions menées. La collaboration entre la population et les acteurs de la protection de l'environnement est vitale pour limiter de façon pérenne la prolifération des espèces exotiques envahissantes et leur migration des milieux urbains vers les milieux naturels.

6. Références bibliographiques

Avargues, 2016. Eco-éthologie des chats harets (*Felis silvestris catus*) et applications pour l'optimisation du contrôle de la population sur l'île de La Réunion. Rapport de stage de l'Université de La Réunion. pp. 90.

Cheke, A., & Hume, J. P. (2010). *Lost Land of the Dodo : An Ecological History of Mauritius, Réunion & Rodrigues.* Bloomsbury Publishing.
<https://doi.org/10.5040/9781472597656>

Dickman, C. (1996). "Overview of the impact of feral cats on Australian native fauna". Australian Nature Conservation Agency.

Eichstadt R. (2020). "Impact de la prédation du Chat domestique (*Felis Catus*) sur la faune sauvage : enquête auprès de propriétaires français portant sur la perception de cette problématique et de mesures de contrôle proposées."

Faulquier, L., Fontaine, R., Vidal, E., Salamolard, M., Le Corre, M. (2009). "Feral cats *Felis catus* threaten the endangered endemic Barau's Petrel *Pterodroma barau* at

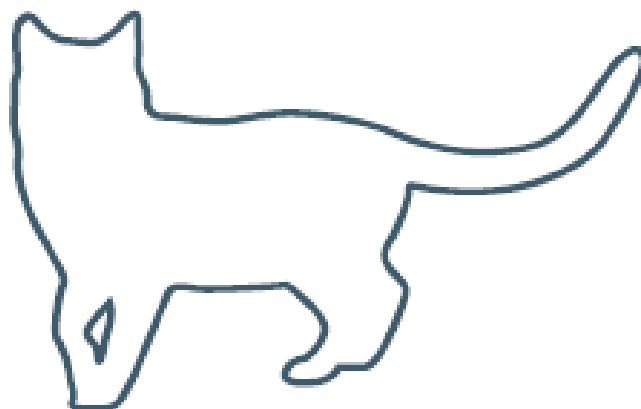
Reunion Island (Western Indian Ocean)", *Waterbirds*, Washington, The Waterbird Society, vol. 32, n° 2, p. 330-336.

Metsers, E., Seddon, P., van Heezik, Y. (2010). "Cat-exclusion zones in rural and urban-fringe landscapes : how large would they have to be". *Wildlife Research*, 37, p. 47-56.

Recio, M., Mathieu, M., Maloney, R., Seddon, P. (2010). "First result of feral cats (*Felis catus*) monitored with GPS collars in New Zealand". *New Zealand Journal of Ecology*, Vol. 34, N° 3, pp. 288-296.

Riethmuller M., Jan F. & Giloux Y. (2012). "Plan national d'actions en faveur du Pétrel noir de Bourbon *Pseudobulweria aterrima* (2012-2016)". Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de La Réunion. SEOR, 92 p.

Salamolard, M. (2008). "Plan de Conservation du Pétrel de Barau, *Pterodroma barau*". 60p.



Retour d'expérience dans la lutte contre *Prosopis juliflora* sur le site de Cap Champagne, dans le cadre du programme de réhabilitation des plages de ponte des tortues marines.

Léo PAIRAIN¹, Pauline GAUD¹, Célia GOBEAUT¹ & Stéphane CICCIONE²

1. Introduction

Depuis 2017, le Centre d'Etude et de Découverte des Tortues Marines (CEDTM) mène un programme de réhabilitation sur quatre plages coralliennes de La Réunion afin de recréer des conditions favorables à un retour en ponte des tortues marines. L'objectif est de replanter des espèces littorales indigènes et endémiques pour :

- Recréer une plume olfactive utilisée par les tortues pour identifier les plages favorables à la ponte ;
- Lutter contre l'érosion des plages ;
- Créer un écran végétal contre les pollutions lumineuses ;
- Impliquer le public dans ces actions de restauration.

En amont des plantations, une phase de préparation des sites est nécessaire et comprend notamment des actions de lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes (EEE).

La plage de Cap Champagne, un des seuls sites de ponte de tortues marines à La Réunion, a fait l'objet d'actions pilotes en matière de lutte contre le *Prosopis juliflora*, inscrit par l'UICN sur la liste des espèces les plus envahissantes au monde, et présent sur une grande partie du site. Plusieurs techniques ont été testées pour son élimination, à la croisée des enjeux d'acceptation sociale, des contraintes techniques et d'un maintien continu des efforts de lutte dans le temps.

2. Méthodes de lutte

Sur la partie Sud de la plage de Cap Champagne, depuis l'hôtel Boucan Canot et devant les habitations, les individus épars de *Prosopis juliflora* sur substrat sableux, ont pu être éliminés manuellement grâce à la présence d'emplois verts de l'association APSLLLLT (l'Association Piton Saint-Leu Lève La Tête).

Sur la partie Nord du site (de la dernière maison rue du Boucan Canot jusqu'au Pain de Sucre) le couvert dense et la taille des spécimens de *Prosopis juliflora* sur le talus de la RN1a, ont nécessité un protocole de lutte différent, étalé sur plusieurs mois, en parallèle des actions de plantations d'espèces endémiques et d'indigènes.

Sur le premier semestre 2018, une lutte manuelle a été effectuée par les agents de l'APSLLLLT afin de dégager le talus (éhoupage). Dans le même temps, les étudiants du lycée agricole de Saint-Paul ont procédé à un dégagement des branches basses pour permettre un accès sous les arbres et le démarrage des premières plantations.

En avril 2018, la SARL TEPA est intervenue avec une pelle araignée pour retirer la première ligne de *Prosopis juliflora* en contrebas du talus de la RN1a. Les végétaux ont été broyés puis épandus sur place (cf. Fig.1). Cette opération a permis d'augmenter la surface de plantation tout en offrant de l'ombrage aux jeunes plants réintroduits et en maintenant une barrière contre les nuisances en provenance de la route.



Figure 1 : Lutte mécanisée sur le secteur Nord de la plage de Cap Champagne par l'entreprise SARL TEPA en 2018, avant intervention à gauche et après intervention à droite

En Août 2020, les *Prosopis juliflora* ont été éhoupés et les branches et feuillages broyés avant d'être étendus sur le talus (Fig. 1 et 2). Les travaux se sont étalés jusqu'en novembre 2020 pour prévenir un changement paysager trop brutal.

¹CEDTM: Centre d'Etude et de Découverte des Tortues Marines (cedtm@cedtm-asso.org)

²KELONIA, l'observatoire des tortues marines

Les souches, ont été laissées sur place afin de ne pas fragiliser le talus. Elles ont été dévitalisées en utilisant plusieurs techniques non chimiques afin de tester leur efficacité (étude toujours en cours).



Figure 2 : Elimination des P. juliflora restants sur le secteur Nord de la plage en 2020, avant intervention à gauche et après intervention à droite

3. Dévitalisation des souches

Sur les 190 souches de *Prosopis juliflora* recensées en mars 2021 (présentant des repousses), 80 ont fait l'objet de l'expérimentation. Chacune des 7 techniques de lutte ont été appliquées sur 10 souches (soit 70 souches) et 10 sont suivies comme témoins (sans aucune intervention). Les méthodes de dévitalisation testées, mises en œuvre en mars 2021, sont les suivantes :

- 1-Lutte manuelle : les rejets sont éliminés à l'aide d'une machette ou d'un sécateur chaque mois, jusqu'à épuisement de la souche ;

- 2-Injection dans des trous percés dans les souches puis rebouchés avec de la colle à bois, de plusieurs produits naturels reconnus pour bloquer la croissance des arbres : ail / gros sel / ail et gros sel combinés / lait fermenté ;

- 3-Brûlage : pour les grosses souches, un foyer est formé à leurs bases à l'aide de broyat et le feu est maintenu environ une heure. Les petites souches sont brûlées après avoir été enduites d'essence. Le brûlage est réalisé en absence de vent et avec de l'eau disponible pour maîtriser les foyers ;

- 4-Bâchage : recouvrement par une bâche, maintenue par des pierres puis recouverte de terre, pour priver la souche d'eau et de lumière.

Chaque souche est identifiée individuellement par un code indiquant la technique de dévitalisation utilisée et son numéro (exemple SA-1), grâce à une étiquette en aluminium clouée à la souche. Sa localisation GPS est relevée et reportée sur une photo aérienne du site. La taille (diamètre) de la souche est relevée.

Mensuellement les informations suivantes sont collectées par le CEDTM (couvrant la période d'avril (T0) à décembre (T8)) :

- Absence / présence / nombre de rejets. Ces rejets ne sont pas éliminés afin d'étudier leur développement (sauf sur la lutte manuelle) ;

- Photographie : pour un suivi qualitatif de l'évolution des souches.

- Non suivi
- Témoin
- Lait fermenté
- Recouvrement
- Lutte manuelle
- Brûlis
- Sel et ail
- Sel
- Ail



Figure 3 : Carte de l'emplacement des souches suivies sur le site selon les méthodes de lutte utilisées

4. Résultats préliminaires

En octobre 2021, les premiers résultats montrent une nette diminution de souches vivantes : à T0, 23% des souches traitées (soit 80 souches) présentaient des repousses alors qu'à T4 elles ne sont plus que 5% (cf. Fig.4). Ce faible taux de rejets observés (23%) s'explique par une période de transition (3 mois) entre la fin du chantier d'éhoupage des sujets (190 individus de *Prosopis juliflora*) et la mise en place de l'expérimentation (T0). En effet, certains sujets vivants sélectionnés pour l'expérimentation après l'éhoupage ont été observés morts au T0.

Concernant l'efficacité des méthodes utilisées :

✓ à ce stade de l'étude, aucune reprise n'a été constatée sur les souches brûlées ou bâchées (sur les souches bâchées, il s'agit d'une observation en surface, au dernier suivi, le bâchage sera retiré afin d'analyser les rejets éventuels à la base de la souche) ;

✓ les souches traitées avec du lait fermenté ont rapidement présentées de fortes reprises. Face au risque de réinvasion, la décision a été prise de les brûler et de les sortir du suivi ;

✓ la lutte manuelle semble être efficace sur le long terme avec une nette diminution de souches vivantes au fur et à mesure des suivis. On observe un ralentissement de la croissance des rejets au fur et à mesure des suivis contrairement aux autres techniques d'injection ;

✓ il est difficile d'évaluer l'efficacité des injections d'ail et/ou de sel. Un changement d'équipe dans l'association qui entretient le site a engendré des incertitudes dans la fréquence de la lutte manuelle et le ciblage des souches suivies. Des entailles de machette ont ainsi pu être observées sur des souches traitées autrement que par la lutte manuelle. Cet élément constitue une première limite de l'étude mise en œuvre. De plus, il a été observé qu'une seule injection avant le T0, des différents produits naturels n'est pas suffisante pour une diffusion efficace. En effet, les conditions météorologiques du secteur (vent, pluie, chaleur) favorise une déperdition des matières observée à chaque nouveau suivi. Une réinjection pendant les premiers suivis semble donc nécessaire ;

✓ une seconde limite réside dans la courte durée du suivi (8 mois) qui, étant donné la capacité de rejet du *Prosopis juliflora*, peut paraître insuffisante pour statuer sur l'efficacité des différentes techniques. Ce facteur répond à des impératifs de cohérence avec la durée du projet sur lequel l'étude est réalisée.

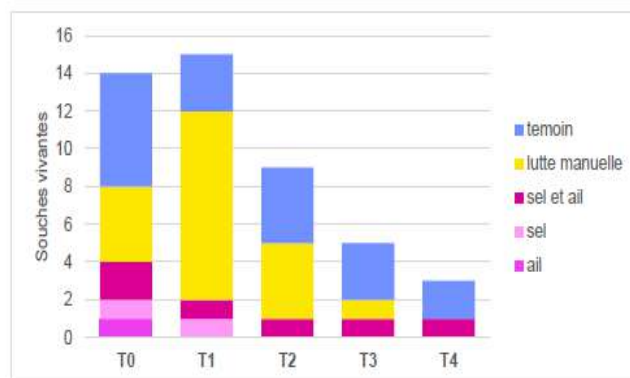


Figure 4. Graphique représentant le nombre de souches vivantes en fonction des méthodes de lutte utilisées d'avril (T0) à octobre 2021 (T4)

5. Bilan et perspectives

Ces premiers résultats nécessitent d'être confortés par la fin des suivis programmée en décembre 2021. Il semble d'ores et déjà possible de confirmer l'efficacité du brûlage et de la lutte manuelle intensive pour dévitaliser les souches de *Prosopis juliflora* sur la durée. Le bâchage pourrait s'ajouter à ces deux techniques en fonction des résultats observés lors de l'enlèvement des bâches. Concernant l'injection de produits naturels, il semble nécessaire d'allonger la durée du suivi et de suivre attentivement la déperdition de matières lors des premiers suivis.

En fin d'étude, toutes les souches seront brûlées et l'APSLLLTT poursuivra la coupe des éventuelles reprises. Après l'élimination des grands individus, la banque de graines présente sur ce site restera une problématique à maîtriser pour éviter la réinvasion du *Prosopis juliflora*. Cette gestion demande un travail fastidieux d'arrachage régulier des plantules.

Quel que soit la technique utilisée, cette étude appuie de nouveau l'importance de pouvoir mobiliser des moyens humains sur le long terme pour garantir une lutte efficace.

6. Financements

Les actions présentées ont été financées successivement par la Région Réunion dans le cadre de la Mesure Compensatoire Marine n°3 de la Nouvelle Route du Littoral puis par l'Union Européenne, l'État et la Région Réunion dans le cadre du projet FEDER VELOUTIER. La mairie de Saint-Paul soutient également le CEDTM dans la réhabilitation de la plage de Cap Champagne.



Replantations en bord de mer à Terre-Rouge, Bassin 18

René Paul IDMONT¹, Vincent BELON¹, Patrick RIVIERE¹ & Emmanuel PETCHY¹

1. Introduction

Le Conservatoire du littoral est un établissement public administratif de l'Etat placé sous la tutelle du ministre chargé de la protection de la nature.

Il est chargé de mener une politique foncière visant à la protection définitive des espaces naturels et des paysages sur les rivages maritimes et lacustres. Ces sites sont ainsi préservés de toute urbanisation et deviennent des lieux accessibles à tous et pour toujours. Le Conservatoire du littoral a identifié un certain nombre d'espaces naturels à protéger à La Réunion en raison de leur intérêt paysager et écologique, en vue de leur ouverture au public. Ainsi l'établissement contribue significativement à la préservation et à la mise en valeur de la biodiversité des Mascareignes et au maintien d'espaces naturels périurbains soumis à une forte pression foncière.

Terre Rouge est l'un des derniers sites naturels encore présents sur le littoral de Saint-Pierre, offrant sur plusieurs hectares, une des rares coupures d'urbanisation de la commune.

Les fortes pressions urbaines qui pesaient sur ce site ont motivé son acquisition par le Conservatoire du Littoral, qui en est devenu propriétaire en 1998 et qui par convention, a confié la gestion du site à la CIVIS depuis 2008.

Aujourd'hui, la CIVIS, gestionnaire, continue d'œuvrer activement à la préservation de ce site, par l'encadrement d'une vingtaine de personnes en contrat d'insertion professionnelle. Depuis janvier 2008, d'importantes actions de lutte contre plusieurs plantes exotiques envahissantes ont été menées dans un objectif de restauration écologique et d'amélioration paysagère du site, ce dernier comprenant 4 unités d'une surface totale de près de 23 hectares :

- la zone Bois de Buis qui correspond à une savane herbacée et arbustive caractérisée par la présence d'espèces végétales indigènes, devenues rares à l'échelle de l'île telle que la Souveraine de mer (*Lycium mascarenense*), voire protégée par arrêté préfectoral (6 février 1987) telles que les Lavangères (*Delosperma napiforme*) et une espèce endémique récemment retrouvée *Euphorbia goliana* (anciennement *Chamaesyce goliana*). Les falaises qui bordent cette partie du site intégreraient des aires de nidification privilégiées des Pailles-en-queue (*Phaeton lepturus*) et d'une espèce de chauve-souris, le Petit Molosse (*Mormopterus acetabulosus*) ;
- les rives de la Ravine des Cafres composée sur sa rive droite d'une savane herbeuse comparable à celle de Bois de Buis et sur sa rive gauche d'un éperon rocheux

sur lequel subsistent quelques occupations illégales ; Notons que lorsque la CIVIS a récupéré la gestion du site un jardin planté de cactées était encore présent ;

- entre les deux, un boisement de filaos (*Casuarina equisetifolia*) composé également de chocas verts (*Furcraea foetida*) et de faux poivriers (*Schinus terebinthifolius*) ;
- enfin, la zone compte également des parcelles cultivées en cannes à sucre faisant l'objet d'une autorisation conventionnelle d'usage agricole.

La particularité de ce site relève également de sa valeur paysagère forte, dans une zone urbanisée et mitée². Le site possède une ouverture vers la mer spectaculaire, favorisée par une végétation basse, battue par les vents et les embruns. Ce site constitue un espace de respiration au cœur de l'agglomération Saint-Pierroise, propice à la promenade et à la détente.

L'idée générale de la restauration écologique est qu'il est possible de remettre dans un état antérieur ce qui a été dégradé ou détruit par des causes naturelles et/ou humaines (Donadieu, 2002).

Pour l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) et la Society for Ecology Restoration (SER), « la restauration écologique est un procédé qui permet d'assister le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit ». Cette définition induit une notion dynamique primordiale : en effet, les milieux naturels ne sont pas des objets inertes et isolés, mais des systèmes vivants et dépendants, qui s'adaptent en permanence au contexte qui les détermine (Donadieu, 2002). Sur le littoral, la dynamique des habitats est essentiellement liée à l'apport des embruns. Quand cet apport est important (zone supralittorale³), on observe encore des habitats indigènes, quand il est faible ou nul (zone adlittorale⁴), les habitats indigènes ont été remplacés par des formations végétales dominées par des plantes exotiques.

¹ Communauté Intercommunales des Villes Solidaires (CIVIS) – Direction de l'Environnement, Service Ecologie Urbaine et Rurale

² Mitage : en urbanisme, prolifération non maîtrisée de logement en zones rurales ou périurbaines (étalement urbain)

³ Qualifie la partie la plus haute de la zone littorale. Elle se situe juste au-dessus de l'estran, la zone de balancement des marées et assure la transition entre les domaines marins et terrestres

⁴ Qualifie la zone du rivage située au-dessus de la limite des plus hautes mers et qui peut être soumise à l'effet des embruns ;

Conscient des multiples intérêts qu'offre le site de Bois de Buis, le Conservatoire du Littoral a commandité auprès de la SEMRRE, l'élaboration d'un plan de gestion, ayant lui-même donné lieu, par la suite, à l'élaboration d'un guide de restauration écologique par l'ONF¹ (hors Bassin 18).

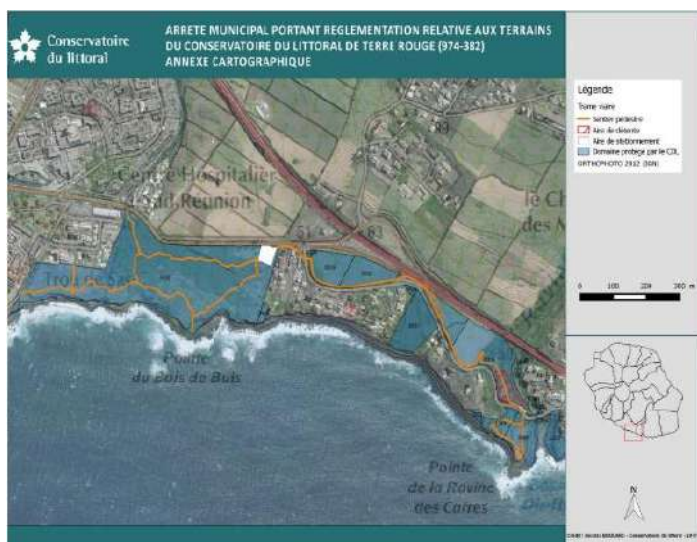


Figure 1 : Situation géographique du site de Terre Rouge (Saint-Pierre)

2. Matériel et méthode

La restauration écologique du site de Terre Rouge (y compris la zone de Bassin 18) consiste donc essentiellement à :

- restaurer les habitats indigènes supralittoraux, en rétablissant la dynamique naturelle liée aux embruns modifiée par les Filaos situés en bord de falaise, et en luttant contre les espèces exotiques envahissant les habitats indigènes.
- reconstituer les habitats indigènes adlittoraux détruits, en replantant les espèces indigènes caractéristiques du milieu originel, forêt semi-sèche, tout en s'appuyant temporairement sur la végétation exotique en place pour optimiser la réussite des plantations.

2.1. Bois de Buis

2.1.1. Gestion historique de Bois de Buis

Sur la zone de Bois de Buis, qui totalise environ 13ha, les équipes se sont basées sur le guide de restauration écologique pour sélectionner les espèces les plus adaptées parmi la palette végétale proposée dans ledit guide, en tenant compte notamment de la spécificité des zones adlittorales et supralittorales, des embruns, du régime des vents et du milieu.

La palette végétale proposée dans le guide étant particulièrement vaste, le choix s'est essentiellement porté sur un nombre restreint d'espèces mais qui restent relativement emblématiques du milieu originel et les

espèces les plus massivement réintroduites sont les suivantes :

- Manioc bord de mer - *Scaevola taccada* ;
- Porcher - *Thespesia populnea* ;
- Bois d'ortie - *Obetia ficifolia*² ;
- Bois rouge – *Cassine orientalis* ;
- Latanier rouge – *Latania lontaroides* ;
- Bois d'arnette – *Dodonaea viscosa* ;
- ...

La zone de Bois de Buis est naturellement « divisée » en deux ensembles, une zone supralittorale et une zone adlittorale, l'approche étant différente sur chacune de ces deux zones :

1. En bordure de falaise (supralittorale), le travail a essentiellement consisté en un arrachage manuel de l'ensemble des Espèces Exotiques Envahissantes retrouvées sur site, immédiatement remplacées par des maniocs bord de mer. La commande du Conservatoire du Littoral étant de proposer sur cette zone ouverte au public, un paysage verdoyant en bordure de falaise. Toujours sur cette zone, le Conservatoire du Littoral a fait procéder à l'abattage des filaos, ces derniers perturbant la dynamique naturelle (blocage des embruns) et paradoxalement, favorisait l'implantation d'EEE derrière le bosquet.
2. En partie haute de la zone (adlittorale), la végétation s'est, au fil des années, essentiellement constituée d'espèces exotiques (faux poivrier³, orangine⁴ et prune malgache⁵, notamment) et les équipes de la CIVIS ont fait le choix de s'appuyer sur cette végétation exotique pour procéder à la réintroduction progressive d'espèces indigènes et endémiques, en utilisant les massifs comme barrière de protection contre le vent et les embruns. Il s'est agi de procéder par trouée dans les massifs d'EEE, d'y introduire les espèces de la palette originelle et de les laisser croître, jusqu'à ce que ces dernières deviennent assez autonomes et robustes pour que l'on puisse dégager les alentours, les individus ainsi réintroduits étant devenus assez forts.

2.1.2. Dynamisation des équipes

Après plus de 10 ans de travail de restauration sur Terre Rouge, la CIVIS a souhaité dynamiser la mise en œuvre du guide et, sur proposition du Conservatoire du Littoral, a encadré un stagiaire, Monsieur SAID, pendant 6 mois (Université de La Réunion – Master « Ville en Environnement Urbain »).

Le travail du stagiaire aura ainsi permis à la CIVIS de structurer ses équipes sur le terrain et le mémoire ainsi rédigé aura, par ailleurs, permis d'amender le guide de restauration et d'apporter des préconisations pour mener à bien le programme de restauration écologique.

¹ Site de Terre Rouge – Guide pour la restauration écologique de la végétation indigène – Triolo & Zoogones

² Espèce protégée nécessitant une dérogation (nombre limité, traçage du semencier et autorisation du Conseil

national de la protection de la nature)

³ *Schinus terebinthifolius*

⁴ *Triphasia trifoliata*

⁵ *Flacourtia indica*

De manière très succincte, la méthodologie proposée par Monsieur SAID était articulée autour des éléments suivants :

- découpage de toute la zone en quadrats de 20m par 20m ;
- choix des espèces à introduire dans chaque quadrat en fonction de sa situation (adlittorale, supralittorale, embruns, vents, milieu, profondeur...) ;
- densité des plantations (8m²/plant en zone supralittorale et 4m²/plan en zone adlittorale) ;
- optimisation des techniques de plantation (humidité, paillage, profondeur...) ;



Figure 2 : Mise en place de quadrats sur Bois de Buis

2.2. Bassin 18

Cette zone se décompose en 2 grands ensembles positionnés de part et d'autre de la route et c'est sur la partie située en dessous de cet axe routier que nous avons choisi de concentrer nos efforts en matière de restauration écologique (la partie haute étant surtout une zone de pique-nique).

Les équipes de la CIVIS se sont inspirées du travail de Monsieur SAID et de ses préconisations sur Bois de Buis pour mettre en œuvre la restauration écologique du site, restauration qui a dû être menée en 2 étapes.

- Tout d'abord, en partie basse, il aura fallu éradiquer (arrachage manuel et dessouchage) un jardin de cactées occupant plus d'un quart de la surface (voir carte) et à ce jour les équipes de terrain continuent le travail d'éradication des EEE (faux poivrier et filaos notamment).
- Dans un deuxième temps, les équipes ont procédé à des plantations de Manioc bord de mer et de vacoas (*Pandanus utilis*), ainsi que d'Ipomées (*Ipomoea pes-caprae*) et de veloutiers (*Heliotropium foertherianum*) dans une moindre mesure.

3. Résultats

Il convient de préciser que les résultats présentés correspondent à une gestion par la CIVIS démarrée en

2008 qui doit concilier restauration écologique, accueil du public et gestion du personnel en Collectivité.

3.1. Bois de Buis

Concernant Bois de Buis, le travail sur la zone supralittorale a porté ses fruits et les résultats sont visibles puisque nous sommes arrivés, conformément à la demande du Conservatoire du Littoral à la formation d'un « paysage » homogène de Manioc bord de mer formant un massif assez vaste et adapté aux conditions du milieu, tout en tenant compte du guide de restauration écologique de l'ONF. Le massif ainsi formé recouvre désormais une surface de plus de 7 000 m².



Figure 3 : Massif de Manioc Bord de mer (Bois de Buis)

Sur la zone adlittorale, la CIVIS, dans un premier temps, s'est également appuyée sur le guide pour mettre en œuvre son programme de restauration écologique, en procédant par trouées et en s'appuyant sur les massifs d'espèces exotiques pour protéger et optimiser les plantations nouvelles, le frein principal étant l'adduction d'eau nécessaire à l'arrosage, et dans une moindre mesure la lisibilité de nos actions et une certaine difficulté à se projeter sur les résultats escomptés à moyen et long terme, notamment de la part des agents en contrats aidés (environ 12 mois).

Fort de ses difficultés rencontrées, notamment en matière de suivi, d'organisation du travail et des équipes et du manque de formation et de connaissance en matière de gestion des espaces naturels, la CIVIS s'est, en quelque sorte, approprié la méthode proposée par Monsieur SAID dans le cadre de son stage, et de manière expérimentale s'est concentrée sur 4 quadrats, situés au nord-ouest de la zone de Bois de Buis.

Pour 2 d'entre-eux, les objectifs ont été atteints et le milieu est bel et bien restauré, toutes des espèces endémiques réintroduites sur ces quadrants sont saines et robustes (fructification observée, voire multiplication naturelle pour certaines espèces) et, du moins visuellement, la dynamique originelle semble être atteinte. Pour les deux autres les résultats sont discutables et la dynamique originelle ne semble pas avoir été retrouvée (EEE, espèces introduites moins robustes, pertes, vols, vandalisme...).

3.2. Bassin 18

Dans le même état d'esprit que la démarche entamée sur Bois de Buis, la CIVIS a mis en œuvre son programme de

restauration écologique en s'inspirant du guide de restauration :

- éradication des EEE sur la zone basse de Bassin 18 ;
- plantation d'espèces endémiques ou indigènes (ou adaptées) issues la plupart du temps de la palette du guide ;

Alors que la démarche de restauration écologique est entamée depuis un peu moins de 10 ans sur Bassin 18, les équipes de terrain observent pour la première fois depuis 2008, la présence d'un individu de *Phelsuma inexpectata* dans un fourré de vacoas (octobre 2017). Cette observation a, dans un premier temps, permis de constater que la restauration écologique du site semblait être efficiente et, dans un deuxième temps, aura permis, là encore, de dynamiser le travail effectué.



Figure 4 : *Phelsuma inexpectata* sur un *Vacoa* (Bassin 18)

La CIVIS a à partir de cette observation accéléré la plantation en vacoas sur le site, ces derniers représentant l'habitat « naturel » de *Phelsuma inexpectata*. La population de vacoas est passée d'environ 10 individus naturellement présents en 2008 à près de 110 plants à ce jour, toutes tailles confondues. Ainsi, selon les dernières estimations effectuées dans le cadre du projet CREME¹, une population d'environ 20 individus adultes maximum serait présente sur ce site. Les observations ayant permis de dénombrer 13 individus adultes et 4 individus immatures (courrier d'information CREME – juin 2021). Il convient tout de même de préciser que dans le cadre du projet CREME, un individu de *Phelsuma laticauda* (espèce exotique envahissante) aurait aussi été détecté sur le site de Bassin 18.

Par ailleurs, la CIVIS a volontairement conservé un cordon de chokas bleus (*Agave americana*) en bordure de falaise, dont l'éradication pose de nombreux problèmes de sécurité pour les agents (chute) mais qui, malgré son aspect exotique, représente tout de même un habitat favorable à l'expansion de la population de *Phelsuma inexpectata* (cf. expérience du Cap Devot à Petite-Ile – association Nature Océan Indien).

4. Discussion/conclusion

¹ Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques – Université de La Réunion

Pour rappel, le programme de restauration, démarré par la CIVIS en 2008 sur le site entier de Terre Rouge, doit concilier restauration écologique, accueil du public et gestion du personnel en Collectivité.

L'expérience de la CIVIS sur l'ensemble du site de Terre Rouge met en évidence une certaine inadéquation entre la nécessité d'une rigueur scientifique pour la mise en œuvre d'un programme de restauration écologique et les moyens mis en œuvre par la CIVIS dans le cadre d'un tel programme (moyens humains, matériels, formation, suivi...).

Sur les 4 quadrats expérimentaux, on observe une différence flagrante dans la façon dont ces derniers ont été gérés. Les 2 quadrats sur lesquels les objectifs sont atteints ont été gérés et suivis par une équipe bénéficiant d'agents impliqués et formés, en contrat pérenne, leur donnant une vision à moyen et long terme du travail qui leur a été confié.

Tandis que, pour des raisons d'organisation des équipes, les deux autres, sur lesquels les résultats sont beaucoup moins probants, ont dû être confiés à une équipe d'emplois aidés et non pérennes, ne bénéficiant pas de la même formation ni de la même expérience de terrain en espaces naturels.

Le succès d'un tel programme doit donc pouvoir reposer sur des équipes formées et un « noyau » pérenne.

Malgré tout, ce programme de restauration écologique, entamé depuis 2008 sur l'ensemble du site de Terre Rouge (Bois de Buis et Bassin 18), reste assez concluant et encourageant, puisque, d'une part, sur certaines zones le milieu tend à retrouver un faciès originel et, d'autre part, nous avons pu voir réapparaître une petite population de *Phelsuma inexpectata* qui semble se maintenir voire se développer sur Bassin 18, à l'image d'une sorte de « bio-indicateur » de l'état de santé du milieu.

La CIVIS souhaite désormais accélérer la mise en œuvre de ce programme de restauration écologique et lui donner une dimension plus scientifique, et donc plus rigoureuse :

- En s'appuyant sur une méthodologie et des préconisations telles que celles déjà formulées dans le cadre du stage de Monsieur SAID ;
- En structurant et en dynamisant ses équipes sur le terrain ;
- En développant des partenariats à portée scientifique (Université, CBNM, NOI, CIRAD, SEOR, ONF, Parc National...);

Par ailleurs, ces espaces ayant également une finalité d'ouverture au public, le travail effectué, depuis maintenant 13 ans, doit pouvoir être perceptible par la population en vue d'une démarche d'appropriation, devant par ailleurs impliquer les agents de la collectivité elle-même. En effet, toujours en conciliant restauration écologique et accessibilité du public, en concertation avec le Conservatoire du Littoral, la CIVIS doit désormais travailler sur l'ouverture « ciblée » de certaines zones « reboisées » permettant à tout un chacun d'apprécier la

longue démarche de restauration écologique. Ce travail devra s'accompagner d'une signalétique appropriée et de panneaux d'information sur le modèle d'un sentier d'interprétation ou d'un sentier botanique.

Enfin, même si la CIVIS est en recherche d'une certaine rigueur pour mener à terme ce projet de restauration écologique, il est essentiel de rappeler que le volet social et l'insertion professionnelle revêtent un intérêt particulier pour la Collectivité dans sa politique d'accompagnement du public prioritaire en matière d'emploi.

L'objectif de la CIVIS est donc, à la faveur des partenariats envisagés et au-delà des formations proposées par le CNFPT¹, d'accompagner et de former ce public prioritaire en insertion professionnelle.

Ainsi, un site comme celui de Terre Rouge, pourrait être considéré comme un vaste chantier d'insertion à profit mutuel, entre l'agent, le gestionnaire et le propriétaire du site. En effet, l'agent en insertion serait amené à développer ses connaissances et ses compétences grâce à l'expérience de terrain et les partenariats envisagés, lui donnant ainsi toutes les aptitudes nécessaires pour contribuer au succès du programme de restauration écologique en cours qui, lui, s'inscrit sur plusieurs années.

¹ Centre National de la Fonction Publique Territoriale





- GéoBio -

Rencontres des Gestionnaires
Conservation de la Biodiversité